

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**ANÁLISE DE ALTERNATIVAS PARA MINIMIZAÇÃO DE
IMPACTOS NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS – ESTUDO DE CASO NO DISTRITO FEDERAL**

VICTOR ALEXSANDER OLIVEIRA SILVA

ORIENTADOR: FRANCISCO JAVIER CONTRERAS PINEDA

CO-ORIENTADOR: PAULO CELSO DOS REIS GOMES

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

BRASÍLIA/DF: NOVEMBRO/2018

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**ANÁLISE DE ALTERNATIVAS PARA MINIMIZAÇÃO DE
IMPACTOS NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS – ESTUDO DE CASO NO DISTRITO FEDERAL**

VICTOR ALEXSANDER OLIVEIRA SILVA

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA
CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS
NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM ENGENHARIA AMBIENTAL.**

APROVADA POR:

**Francisco Javier Contreras Pineda, Ph.D. (ENC-UnB)
(ORIENTADOR)**

**Paulo Celso dos Reis Gomes, Ph.D. (EPR-UnB)
(CO-ORIENTADOR)**

**Claudio Henrique de Almeida Feitosa Pereira, Doutor (UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)**

**Tupac Borges Petrillo, Doutor (SLU/DF)
(EXAMINADOR EXTERNO)**

BRASÍLIA/DF, 27 de NOVEMBRO de 2018.

FICHA CATALOGRÁFICA

SILVA, VICTOR ALEXSANDER OLIVEIRA

Análise de alternativas para minimização de impactos no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos – estudo de caso no Distrito Federal, 2018.

xiii, 91 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenharia Ambiental, 2018)

Monografia de Projeto Final - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. ACV

2. Resíduos Sólidos Urbanos

3. CDR

4. GEE

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SILVA, V. A. O. (2018). Análise de alternativas para minimização de impactos no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos – estudo de caso no Distrito Federal. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 81 p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Victor Alexsander Oliveira Silva

TÍTULO DA MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL: Análise de alternativas para minimização de impactos no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos – estudo de caso no Distrito Federal

GRAU / ANO: Bacharel em Engenharia Ambiental / 2018

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta monografia de Projeto Final e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de Projeto Final pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Victor Alexsander Oliveira Silva
Módulo D Casa 48/A Estância Planaltina
73.401-312 - Brasília/DF - Brasil

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela minha vida e por conceder a mim tantas oportunidades, saúde e paz.

Aos meus pais, *Marcos e Eliane*, à minha irmã, *Nadielly*, e a todos os meus familiares por todo o suporte, toda a compreensão e os incentivos durante o curso.

À Kássia, minha namorada, por todo o amor, apoio e cuidado nos momentos difíceis.

Aos meus orientadores, Prof. Francisco Contreras e Prof. Paulo Celso, pela disponibilidade e pelas valiosas orientações, sem as quais não seria possível realizar este trabalho.

À equipe do SLU/DF pelo apoio na realização deste trabalho, em especial ao Eng. Lucas Entreportes, e à equipe da GEMED, pelo fornecimento de dados. Agradeço também a toda a Equipe Geo/SLU e a todos os amigos da sala 613 pelo companheirismo durante o meu estágio.

A todos os amigos que fiz durante a graduação, pelos momentos que vocês me proporcionaram e pelo crescimento que me ajudaram a atingir. Agradeço também pela amizade de vocês, que pretendo levar por toda a minha vida.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	1
2.	OBJETIVOS.....	4
2.1.	OBJETIVO GERAL.....	4
2.2.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
2.3.	HIPÓTESE	4
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1.	SANEAMENTO BÁSICO	5
3.2.	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E SUA GESTÃO	6
3.2.1.	Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos	7
3.2.1.1.	Coleta e Transporte de Resíduos Sólidos Urbanos.....	8
3.2.1.2.	Transbordo.....	10
3.2.1.3.	Disposição Final	11
3.2.2.	Tratamento e Valorização de Resíduos Sólidos Urbanos	14
3.2.2.1.	Reciclagem	16
3.2.2.2.	Compostagem	16
3.2.2.3.	Usinas de Tratamento Mecânico-Biológico	18
3.2.2.4.	Combustíveis Derivados de Resíduos	19
4.	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	20
4.1.	AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA.....	20
4.2.	APLICAÇÃO DA AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA	21
4.2.1.	Definição dos Objetivos e do Escopo da Avaliação	22
4.2.1.1.	Funções e Unidade Funcional.....	22
4.2.1.2.	Limites do Sistema	23
4.2.1.3.	Requisitos de Qualidade dos Dados	24
4.2.2.	Inventário de Ciclo de Vida	24
4.2.3.	Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida	26

4.2.3.1.	Métodos de Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida.....	28
4.2.4.	Interpretação dos Resultados.....	29
5.	MÉTODOS E PROCEDIMENTOS.....	31
5.1.	PROCEDIMENTO METODOLÓGICO.....	31
5.2.	CARACTERIZAÇÃO DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO DISTRITO FEDERAL.....	31
5.3.	AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA.....	32
5.3.1.	Definição do Escopo	33
5.3.1.1.	Definição dos Cenários Alternativos.....	33
5.3.1.2.	Definição da Unidade Funcional	35
5.3.1.3.	Limites do Sistema	35
5.3.2.	Construção do Inventário de Ciclo de Vida	37
5.3.2.1.	Consumo de Combustíveis Fósseis – Diesel	37
5.3.2.2.	Consumo de Eletricidade.....	39
5.3.2.3.	Emissões de Poluentes Atmosféricos	40
5.3.3.	Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida.....	44
5.4.	VIDA ÚTIL DO ATERRO SANITÁRIO.....	46
6.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	50
6.1.	CARACTERIZAÇÃO DO CENÁRIO ATUAL.....	50
6.1.1.	Aterro Sanitário de Brasília.....	55
6.1.2.	Caracterização da Coleta Convencional de Resíduos Sólidos Domiciliares.....	55
6.2.	INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA.....	59
6.3.	AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DO CICLO DE VIDA.....	63
6.3.1.	Mudança Climática Global.....	63
6.3.2.	Depleção de Recursos Abióticos.....	65
6.3.3.	Análise Comparativa	67
6.4.	VIDA ÚTIL DO ATERRO SANITÁRIO.....	70

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	73
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	76
APÊNDICE A1	84
APÊNDICE A2	85
APÊNDICE A3	85
APÊNDICE A4	85
APÊNDICE A5	86

RESUMO

Percebe-se no país a existência de ações generalizadas dos órgãos de administração pública em apenas afastar os resíduos das áreas urbanas e a movimentação em direção à disposição em aterros, sem a preocupação com o tratamento dos RSU. Os métodos atuais de aterramento têm efeitos negativos em termos ambientais, econômicos e sociais e as emissões de GEE relacionadas ao gerenciamento dos RSU têm sido alvo de preocupações ambientais, em se tratando de aquecimento global e mudanças climáticas. Ademais, estudos mostram que a recuperação energética e o tratamento de RSU apresentam maior eficiência em termos energéticos e ambientais que atuais sistemas de gerenciamento baseados apenas no aterramento.

Dessa forma, este estudo consiste em uma ACV de futuros cenários de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares no Distrito Federal, com foco na recuperação energética por meio da produção de CDR e sua utilização em uma cimenteira, a fim de minimizar os potenciais impactos ambientais nas categorias de mudança climática global e recuperação de materiais e reflexos de cada cenário na vida útil do Aterro Sanitário de Brasília.

Verificou-se que os cenários baseados na produção de CDR implicam no aumento da demanda energética, apresentando maiores emissões totais de GEE, em relação ao cenário atual. Entretanto, o balanço de gases emitidos e emissões evitadas pela substituição de combustíveis fósseis mostrou que a produção de CDR se mostra como uma melhor opção para a diminuição dos impactos do atual gerenciamento de RSD no DF, proporcionando reduções de 2% (cenário 2) até cerca de 23% (cenário 4).

Quanto à recuperação de materiais, verificou-se que a reciclagem e a compostagem realizadas no cenário atual constituem uma fração mínima na categoria de impactos de depleção de recursos abióticos, em comparação com a redução na extração de combustíveis fósseis (coque).

Dessarte, os resultados apontaram que é possível aumentar a vida útil do aterro sanitário em até quatro anos, desviando rejeitos do aterramento por meio da produção de CDR. quanto aos impactos globais do gerenciamento, estimados pelos indicadores normalizados na AICV, observou-se que o cenário 3 possibilita a minimização mais efetiva dos impactos do gerenciamento de RSU do DF.

Palavras-chave: avaliação de ciclo de vida (ACV); combustíveis derivados de resíduos (CDR); resíduos sólidos urbanos.

ABSTRACT

In Brazil, there are widespread actions by local public administration agencies to only remove waste from the urban areas in which they were generated, and the move towards disposal in landfills, without concern for the treatment of MSW. Current landfilling methods have negative environmental, economic and social effects, and greenhouse gas (GHG) emissions related to MSW management have been the subject of environmental concerns in global warming and climate change. In addition, recent researches indicate that the MSW energy recovery technologies are more effective than current MSW management systems based on final disposal without treatment.

Therefore, this study consists in a Life Cycle Assessment (LCA) of future alternative scenarios of Brasilia's MSW management focusing on energy recovery through refuse-derived fuel (RDF) production from mechanic-biologic treatment (MBT) plants and utilization in a cement plant in order to evaluate the GHG emissions and reduce the potential environmental impacts in global climate change and abiotic resources depletion categories from life cycle impacts assessment (LCIA) and reflections of each scenario in Brasilia's Landfill lifespan.

It was found that scenarios based on RDF production imply an increase in energy demand, with higher total GHG emissions, compared to the current MSW management. However, the balance of gases emitted and emissions avoided by the substitution of fossil fuels replaced by RDF, showed that RDF production is a better option to reduce the impacts of the current MSW management in Brasilia, providing reductions of 2% (scenario 2) to about 23% (scenario 4).

About material recovery, it has been found that recycling and composting in the current scenario constitute a minimal fraction of the abiotic resource depletion impacts compared to the reduction in fossil fuel (coke) extraction.

Moreover, the results showed that it is possible to increase the useful life of the landfill by up to four years, diverting tailings from the landfill through the production of CDR. as to the overall management impacts estimated by the standard indicators in the LCIA, it was observed that scenario 3 allows for a more effective minimization of the impacts of the DF's MSW management.

Keywords: life cycle assessment (LCA); refuse derived fuel (RDF); municipal solid waste.

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Quantidade de municípios por tipo de disposição final adotada.	13
Tabela 5.1: Composição gravimétrica considerada para os rejeitos do TMB.	42
Tabela 5.2: Composição gravimétrica dos insumos para produção de CDR e PCI resultante.	44
Tabela 5.3: Fatores de consumo energético e de emissões utilizados na construção do ICV..	49
Tabela 6.1: Indicadores de desempenho do manejo de RSU do DF.	51
Tabela 6.2: Etapas de disposição final de RSU no ASB.	55
Tabela 6.3: Estimativa de coleta convencional para 2018 por RA.	56
Tabela 6.4: Atual destino dos RSD coletados em cada RA.	57
Tabela 6.5: Distâncias de transporte e transferência de RSD e rejeitos no DF.	57
Tabela 6.6: Composição média dos RSD coletados no DF.	59
Tabela 6.7: Inventário de Ciclo de Vida – Balanço de entradas e saídas no tratamento de 1 tonelada de RSD em cada cenário.	59
Tabela 6.8: Variação nos impactos na categoria de aquecimento global.	65
Tabela 6.9: Resultados da caracterização na AICV.	67
Tabela 6.10: Indicadores normalizados para cada categoria de impacto.	68

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Disposição final de RSU no Brasil por tipo de destinação (t/dia).	12
Figura 3.2: Evolução do gerenciamento de RS, incorporando princípios ambientais.	15
Figura 3.3: Esquema simplificado do processo de compostagem.....	17
Figura 4.1: Estrutura da ACV.	22
Figura 4.2: Estágios de CV e delimitação do sistema.	23
Figura 4.3: Procedimento simplificado para realização do ICV.	25
Figura 4.4: Representação esquemática da modelagem de impactos na AICV.	27
Figura 4.5: Categorias de impacto nas estruturas midpoint e endpoint na AICV.....	29
Figura 4.6: Relações entre a fase de interpretação e outros elementos da ACV.....	30
Figura 5.1: Roteiro metodológico deste trabalho.	31
Figura 5.2: Cenários propostos e limites dos sistemas avaliados.....	36
Figura 5.3: Estimativa de crescimento populacional utilizada para projeção da geração de RSD nos próximos anos.....	47
Figura 6.1: Fluxo de RSU no DF.	53
Figura 6.2: Localização das UTMB do DF	54
Figura 6.3: Atuais destinos da coleta convencional de RSD no DF.	58
Figura 6.4: Distâncias de transporte de CDR e rejeitos.	61
Figura 6.5: Contribuição de cada cenário avaliado na categoria de impacto de mudanças climáticas.....	63
Figura 6.6: Balanço de emissões de GEE para cada cenário.	64
Figura 6.7: Resultados da AICV na categoria depleção de recursos abióticos.	66
Figura 6.8: Resultados da caracterização da AICV.....	67
Figura 6.9: Relação da contribuição dos cenários para cada categoria de impactos da AICV.....	68
Figura 6.10: Soma dos indicadores normalizados para cada cenário.....	69
Figura 6.11: Projeções de coleta e aterramento de RSD e estimativa de vida útil do ASB em cada cenário.....	72

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

ABRELPE – Associação Brasileira de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

ACJ – Aterro Controlado do Jóquei

ACV – Avaliação de Ciclo de Vida

ADASA – Agência Reguladora de águas, Energia e Saneamento do Distrito Federal

AICV – Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida

ASB – Aterro Sanitário de Brasília

CAESB – Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal

CDR – Combustível Derivado de Resíduos

CH₄ – Gás Metano

CML – *Chain Management by Life Cycle Assessment*

CO₂ – Dióxido de Carbono

CODEPLAN – Companhia de Planejamento do Distrito Federal

CV – Ciclo de Vida

DF – Distrito Federal

EDIP – *Environmental Design of Industrial Products*

EMB – Estabilização Mecânico-Biológica

EPA – *Environmental Protection Agency*

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

g – Grama(s)

GDF – Governo do Distrito Federal

GEE – Gases de Efeito Estufa

GEMED – Gerência de Medição do SLU/DF

GIRS – Gestão Integrada de Resíduos Sólidos

GRSU – Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos

ha – Hectares

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IRR – Instalação(ões) de Recuperação de Resíduos

ISO – *International Organization for Standardization*

km – Quilômetros

kWh – Quilowatt-hora

L – Litro(s)

LEV – Local de Entrega Voluntária de Resíduos Sólidos

LUMRSU – Limpeza Urbana E Manejo De Resíduos Sólidos Urbanos

m³ – Metro(s) cúbico(s)

MCTIC – Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações

Mg – Megagrama

N₂O – Óxido nitroso

NIMBY – *Not in my back Yard*

PDGIRS - Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos

PDSB – Plano Distrital de Saneamento Básico

PEV – Ponto de Entrega Voluntária de Resíduos Sólidos

PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos

PNSB – Política Nacional de Saneamento Básico

PPA – Plano Plurianual

PTMB – Pré-Tratamento Mecânico-Biológico

RA – Região(regiões) Administrativa(s)

RAFA – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente

RCC – Resíduos da Construção Civil

RS – Resíduos Sólidos

RSD – Resíduos Sólidos Domiciliares

RSI – Resíduos Sólidos Indiferenciados

RSO – Resíduos Sólidos Orgânicos

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

Sb – Antimônio

SEGETH – Secretaria de Estado de Gestão do Território e Habitação

SIN – Sistema Interligado Nacional

SINESP – Secretaria de Estado de Infraestrutura e Serviços Públicos

SLU – Serviço de Limpeza Urbana

SLU/DF – Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

t – Toneladas

TDFAS – Taxa de Disposição Final em Aterro Sanitário

TMB – Tratamento Mecânico-Biológico

TRRSC – Taxa de Recuperação de Resíduos Sólidos Coletados

UF – Unidades da Federação

UTMB – Usina(s) de Tratamento Mecânico Biológico

1. INTRODUÇÃO

Definem-se como resíduos sólidos os materiais, substâncias, objetos ou bens descartados resultantes das atividades antropocêtricas cuja destinação final é realizada nos estados sólido ou semissólido, além de gases armazenados em recipientes e líquidos cujas características os impeçam de serem lançados nas redes públicas de esgotamento sanitário ou corpos hídricos ou que exijam soluções de descarte inviáveis técnica e economicamente (BRASIL, 2010).

A Lei Federal Nº 12.305/2010 determina que a gestão e o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) devem observar a seguinte ordem hierárquica de prioridades: não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, além da disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, que são definidos como os resíduos sólidos que, após encerradas as possibilidades de tratamento e recuperação por meio das tecnologias disponíveis, não apresentem outra possibilidade além da disposição final (BRASIL, 2010).

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE (2016), o Brasil produziu no ano de 2016 aproximadamente 78,3 milhões de toneladas de RSU, dos quais 71,3 milhões de toneladas foram coletadas, resultando em um índice de cobertura de coleta de 91%. Observou-se ainda que a geração de RSU registrou queda de 2% em relação ao ano anterior. Em relação à disposição final, em 2016 o Brasil apresentou diminuição no total de RSU dispostos em aterros sanitários – disposição final considerada adequada pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) – em comparação com os dados de 2015, de 58,7% para 58,4%, resultando em 41,7 milhões de toneladas dispostas adequadamente.

Percebe-se no país a existência de ações generalizadas dos órgãos locais de administração pública em apenas afastar os resíduos das áreas urbanas em que foram gerados, e a movimentação em direção à disposição em aterros, sem a preocupação com o tratamento dos RSU (IBAM, 2001; Jucá, 2002, *apud* IBAM, 2000). Os métodos atuais de aterramento têm efeitos negativos em termos ambientais, econômicos e sociais e as emissões de gases de efeito estufa (GEE) relacionadas ao gerenciamento dos RSU têm sido alvo de preocupações ambientais, em se tratando de aquecimento global e mudanças climáticas (MENIKPURA et al., 2012). Ademais, estudos mostram que a recuperação energética e o tratamento de RSU apresentam maior eficiência em termos energéticos e ambientais que atuais sistemas de gerenciamento baseados apenas no aterramento (CIMPAN; WENZEL, 2013).

Os RSU são uma das principais fontes de emissões de CH₄ e CO₂, dois dos principais GEE e a sua disposição é responsável por 84% do valor total das emissões relacionadas à sua gestão (ISWA, 2012). Além disso, o setor de resíduos é um dos principais contribuintes para as emissões de GEE diferentes de CO₂, representando cerca de 15% das emissões (YUSUF et al., 2012).

A Política Nacional sobre Mudança do Clima (BRASIL, 2009) define o compromisso voluntário do governo brasileiro em reduzir as emissões de GEE projetadas entre 36,1% e 38,9% até 2020. Para isso, algumas medidas vêm sendo adotadas, dentre as quais pode ser destacada a gestão e o manejo adequado dos RSU nas esferas federal, estadual e municipal, além da iniciativa privada. Nesse sentido, é indispensável a busca de alternativas inovadoras e ambientalmente adequadas de tratamento, valorização e aproveitamento dos RSU.

No Distrito Federal (DF), desde a década de 1960 a disposição final dos RSU era realizada no Aterro Controlado do Jóquei (ACJ), antigo Lixão da Estrutural, de forma ambientalmente inadequada, provocando impactos sobre corpos hídricos e ameaçando a contaminação de águas subterrâneas pela percolação de chorume. Em 2017 foi inaugurado o Aterro Sanitário de Brasília (ASB), como local de destinação adequada dos RSU, recebendo neste mesmo ano 31% dos resíduos encaminhados para disposição final. Em janeiro de 2018, o ACJ foi desativado, cumprindo as atividades previstas pelo Plano de Transição, estabelecido pelo Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal (SLU/DF), de forma que todos os resíduos coletados tenham sua destinação no ASB (ISWA, 2018; SLU, 2015, 2017).

O sistema de tratamento de RSU do Distrito Federal (DF) possui duas usinas de tratamento mecânico-biológico (UTMB) em funcionamento, uma localizada na Avenida L4 Sul, com capacidade de processamento de 100 t por dia e outra localizada no Setor P Sul, em Ceilândia, com capacidade de processamento de 600 t diariamente. Além disso, estão em funcionamento cinco instalações de recuperação de resíduos (IRR), que se definem como usinas de triagem de material proveniente da coleta seletiva de resíduos recicláveis operadas por cooperativas de catadores (SILVA, 2017; SLU, 2017).

Os Planos Distrital de Saneamento Básico (PDSB) e de Gestão Integradas de Resíduos Sólidos (PDGIRS), lançados pelo Governo do Distrito Federal (GDF) em 2017 trazem o conceito de valorização energética dos RSU, com vistas a uma matriz mais limpa e local. Para isso, os Planos preveem: (i) produção de combustíveis derivados de resíduos (CDR) a partir de rejeitos, (ii) geração de energia pela biodigestão e (iii) utilização de gases gerados nos locais de

disposição final – o Aterro Sanitário de Brasília (ASB) e o Aterro Controlado do Jóquei (ACJ) (DISTRITO FEDERAL, 2017).

Nesse contexto, para auxiliar na escolha da melhor alternativa para tratamento dos RSU, destaca-se a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Embasada no desenvolvimento e compilação de dados, a metodologia de ACV compreende as fases sucessivas e encadeadas de um sistema ou processo, que vão desde a obtenção de matérias-primas e energia necessárias para a produção até a disposição final do produto, incluindo a manufatura, o uso e distribuição e a possibilidade de reciclagem de materiais e componentes além de outros tratamentos pós-consumo (ISO 14044, 2006).

Assim, este trabalho visa a avaliação de alternativas minimização dos impactos no gerenciamento dos RSU no DF, com base em futuros cenários de gerenciamento, partindo da hipótese principal de que a valorização energética de resíduos por meio da produção de CDR é uma melhor alternativa de gerenciamento, em comparação com o cenário atual e com a disposição final sem tratamento. A comparação das alternativas propostas em cada cenário dar-se-á por meio de uma ACV, buscando reduzir o impacto ambiental resultante, em termos de emissões de GEE para a atmosfera, bem como determinar sua contribuição para o desvio de resíduos sólidos e consequente aumento da vida útil do ASB e não incorporará discussão acerca de critérios legais.

O presente trabalho foi dividido em sete capítulos. O primeiro consiste na introdução ao tema e explanação da estrutura adotada; o segundo capítulo define os objetivos gerais e específicos da realização deste Projeto Final. O terceiro capítulo apresenta a revisão bibliográfica e o quarto se trata da fundamentação teórica, com a contextualização dos itens fundamentais para a compreensão da metodologia utilizada, que, por sua vez, é definida no capítulo 5. O sexto capítulo apresenta os resultados obtidos e as discussões correspondentes e, por fim, o sétimo capítulo traz as conclusões e recomendações.

2. OBJETIVOS

2.1.OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem como objetivo geral propor e avaliar alternativas para minimização dos impactos do atual gerenciamento dos resíduos sólidos domiciliares (RSD) do Distrito Federal (DF), baseadas em futuros cenários de gerenciamento, com enfoque na produção de combustíveis derivados de resíduos (CDR) nas unidades de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) em operação no DF.

2.2.OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Em busca de atingir o objetivo geral definido, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Caracterização do cenário atual de gerenciamento de RSD no DF;
- Formulação e avaliação de cenários de gerenciamento de RSD baseados na produção de CDR e determinação as condições de contorno, bem como os limites dos sistemas que serão analisados em cada cenário;
- Realização do inventário de ciclo de vida;
- Estimar o volume de RSU desviado do aterro sanitário para cada alternativa proposta;
- Estimar o volume de materiais recuperado em cada cenário;
- Realizar análise de ciclo de vida (ACV) visando comparar emissões de poluentes atmosféricos a nível global de cada cenário avaliado;

2.3.HIPÓTESE

Visando ao atendimento dos objetivos geral e específicos definidos, definiu-se a seguinte hipótese:

- As alternativas de tratamento baseadas na produção de CDR mostram-se como melhores opções de minimização de impactos ambientais no gerenciamento de RSD do DF em comparação com a disposição final sem tratamento e com o cenário atual, contribuindo para o aumento da vida útil do ASB e para a redução da emissão de GEE.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1.SANEAMENTO BÁSICO

Define-se como saneamento básico o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais relacionados ao abastecimento de água potável, ao esgotamento sanitário, à limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, e à drenagem e manejo de águas pluviais, bem como a limpeza e fiscalização das respectivas redes urbanas (BRASIL, 2007).

A importância da provisão de serviços adequados de saneamento para a proteção da saúde da população e melhoria de sua qualidade de vida é inquestionável (HELLER; CASTRO, 2007). Nesse sentido, a atual política federal de saneamento básico, estabelecida pela lei nº 11.445/2010, baseia-se, entre outros princípios fundamentais, na universalização do acesso da população aos serviços de saneamento básico e na sua realização de maneira adequada à saúde pública, além da proteção ao meio ambiente (BRASIL, 2007).

A primeira legislação que instituía diretrizes acerca do saneamento básico no país – o Decreto-lei Nº 248/67 – entendia o saneamento básico apenas como os serviços de água e esgotamento sanitário, ignorando os serviços de drenagem urbana e de manejo de resíduos sólidos urbanos (RSU) (BRASIL, 1967; COSTA; RIBEIRO, 2012). Em decorrência disso, é possível observar que, os resíduos sólidos ocuparam, por um longo período, uma posição secundária em se tratando de saneamento, se comparados às iniciativas de abastecimento de água e esgotamento sanitário (NAGASHIMA et al., 2011).

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (2016a), 93% da população urbana é atendida pelos serviços de abastecimento de água potável, enquanto aproximadamente 52% da população brasileira tem acesso a redes de coleta de esgotos, sendo que deste montante, cerca de 75% dos esgotos coletados são tratados.

Em relação aos serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos (LUMRSU), segundo a ABRELPE (2016), o Brasil apresentou em 2016 índice médio de abrangência de coleta de RSU de 91%. Contudo, mesmo que o índice de abrangência de coleta seja elevado, os índices de disposição final ambientalmente adequada são baixos, de forma que 41,6% da geração de RSU – aproximadamente 80.000 toneladas por dia – são dispostos em lixões ou aterros controlados. Em se tratando do tratamento e da recuperação dos RSU, a situação brasileira é ainda pior. Segundo o SNIS (2016b), apenas 3,1% da geração de RSU são encaminhados para usinas de triagem visando à reciclagem, enquanto 0,3% são tratados em plantas de compostagem.

O DF, foco de estudo de caso deste trabalho, é caracterizado pelo alto índice de atendimento das infraestruturas relacionadas saneamento básico, de modo que, segundo a Companhia de Planejamento do Distrito Federal – CODEPLAN (2015), em relação à população urbana, 98,14% dos domicílios são atendidos pelo sistema de abastecimento de água potável, 85,16% pela rede geral de esgotamento sanitário, 95% pela coleta de RSU e serviços de limpeza urbana e 84,14% pela rede de águas pluviais.

3.2. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E SUA GESTÃO

A ABNT (2004) define resíduos sólidos (RS) como resíduos nos estados sólido e semissólido resultantes de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição, incluindo os lodos gerados em sistemas de tratamento de água e em equipamento de controle de poluição, além de líquidos que possuem características que impossibilitem seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos hídricos, ou que exijam para o lançamento tratamentos técnica e economicamente inviáveis. A definição de RS é ampliada pela PNRS, abrangendo também gases contidos em recipientes (BRASIL, 2010).

Classificam-se como RSU os resíduos de origem domiciliar, originados em atividades domésticas em residências urbanas, além dos resíduos de limpeza urbana, provenientes dos serviços de varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e demais serviços de limpeza urbana (BRASIL, 2010).

A problemática dos RS teve início no momento em que as civilizações começaram a se estabelecer em determinados locais, a partir do abandono da vida nômade pelos seres humanos. (JUNIOR, 1979). O processo de formação de aglomerados urbanos, em decorrência do êxodo rural provocado pela industrialização trazida pela Revolução Industrial aumentou a geração de RSU em todo o planeta, tornando o manejo de RS um grave problema urbano e ambiental (GARCIA et al., 2016).

Em se tratando da questão dos RSU, os conceitos de gestão integrada e gerenciamento são fundamentais. Embora estas definições possuam significados próximos, têm conteúdo e alcance distintos (BARROS, 2012).

Segundo Araújo e Juras (2011), o gerenciamento apresenta a lógica processual ou operacional, enquanto a gestão integrada compreende o planejamento e a coordenação de todas as etapas

correspondentes ao gerenciamento, incluindo também a interação entre as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social envolvidas.

O conceito de gestão integrada trabalha na gênese do processo e o envolve como um todo, contemplando aspectos institucionais, administrativos, financeiros, ambientais, sociais e técnico-operacionais. É mais significativo que o gerenciamento técnico e operacional dos serviços de LUMRSU e não se trata de um projeto, simplesmente, mas de um processo e, por isso, deve ser compreendido e conduzido de forma integrada. Dessa forma, a gestão integrada dos RSU deve definir estratégias, ações e procedimentos, objetivando o consumo responsável, a redução de geração de RS e o estabelecimento de princípios que orientem o trabalho de gerir de maneira adequada e sustentável, com a participação de diversos setores da sociedade, de forma articulada (IBAM, 2007).

Vale ressaltar que a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) define a gestão integrada de resíduos sólidos (GIRS) como o “conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável” (BRASIL, 2010). Observa-se que esta definição também faz menção à premissa de desenvolvimento sustentável, estabelecida por Brundtland (1987), que trata-se do desenvolvimento que atende às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade das próximas gerações atenderem às suas próprias necessidades.

A partir das definições e da contextualização da GIRS aqui apresentada, também é possível concluir que o gerenciamento de RS está incluído em seus procedimentos, em especial nos aspectos técnico-operacionais. A seção 3.2.1. a seguir apresenta definições das etapas que compõem o processo de GRSU, além de uma contextualização dessas etapas no Brasil.

3.2.1. Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos

O conjunto de ações definido como gerenciamento contempla, de forma direta ou indireta, as etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos RSU, além da disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, em conformidade com os planos de gestão e/ou gerenciamento de RSU vigentes (BRASIL, 2010).

3.2.1.1. Coleta e Transporte de Resíduos Sólidos Urbanos

A ABNT, por meio da norma NBR 12.980, define coleta de RS como o ato de recolher e transportar resíduos sólidos de qualquer natureza, com a utilização de veículos e equipamentos adequados para tal fim. Também se entende por coleta a atividade de reunir os RS acondicionados de maneira adequada e conveniente, para o posterior transporte destes (ABNT, 1993; BARROS, 2012).

Segundo Barros (2012), a coleta de RS é realizada, em geral, de acordo com os seguintes sistemas:

- i. **Sistema regular** (convencional) **de coleta:** realizada nas residências em intervalos regulares e determinados, visando à remoção dos resíduos sólidos domiciliares (RSD), resíduos comerciais e industriais de pequeno porte, a depender da legislação municipal vigente¹. A coleta convencional pode ser realizada porta a porta, recolhendo os RS acondicionados em frente a cada edificação ou ponto a ponto, quem que os RS são acondicionados em pontos estratégicos a uma distância pré-determinada das edificações, fazendo com que os geradores se desloquem para o acondicionamento dos RS.
- ii. **Coleta especial:** realizada após solicitação das partes interessadas ou mediante escala. Os RS coletados neste sistema são provenientes de varrição de vias e logradouros públicos, de serviços de saúde, limpeza de cemitérios, animais mortos, resíduos de feiras livres e festas especiais, pequenas quantidades de entulho, etc.
- iii. **Coleta realizada pelo próprio gerador**²: realizada pelos produtores de grandes volumes de RS. Estes grandes geradores de RS são responsáveis por todas as etapas do gerenciamento dos seus RS.
- iv. **Coleta seletiva:** definida como o a coleta de materiais previamente segregados na fonte geradora, visando à recuperação, tratamento e/ ou a reciclagem dos RS gerados. Assim como a coleta convencional, a coleta seletiva também pode ser realizada porta a porta ou ponto a ponto, sendo que, neste último modelo, a

¹ No caso do DF, foco do estudo de caso deste trabalho, o sistema de coleta convencional de RS não abrange os grandes geradores de RS não perigosos, que são definidos pelo Decreto N° 37.568/2016 como “pessoas físicas ou jurídicas que produzam resíduos em estabelecimentos de uso não residencial, incluídos os estabelecimentos comerciais, os públicos, de prestação de serviço, os terminais rodoviários e aeroportuários, cuja natureza ou composição sejam similares àquelas dos RSD e cujo volume diário de RSI, por unidade autônoma, seja superior a 120 litros”. Os geradores que se enquadram nessa definição são responsáveis pelo gerenciamento dos seus RS (DISTRITO FEDERAL, 2016).

² É o sistema de coleta dos Grandes Geradores de RS do DF, segundo Decreto N° 37.568/2016 (vide nota de rodapé anterior).

população deve se deslocar até um local de entrega voluntária (LEV) – ou ponto de entrega voluntária (PEV) – onde há contentores para acondicionamento dos RS para posterior coleta.

A coleta de RS, se realizada de acordo com o planejamento operacional dos serviços de LUMRSU e objetivando os princípios da sustentabilidade, deve ser executada em função das características e da quantidade de RS gerados. O sistema de coleta de RS é caracterizado por sua complexidade, uma vez que seu planejamento deve considerar diversas características urbanas, como topografia, malha viária, legislação de trânsito, condições das vias, o zoneamento, os locais de destinação final e as características dos RS (BARROS, 2012).

Ademais, a coleta é um sistema de extrema importância e o sua realização de forma ineficiente implica em aumento dos custos, se mostrando como uma das principais tarefas do gerente dos serviços de LUMRSU (CEMPRE, 2010).

É notória a importância dada aos serviços de coleta pelos municípios brasileiros. Segundo a ABRELPE (2016), foram coletadas 71,3 milhões de toneladas de RS em todo o Brasil no ano de 2016, resultando num índice médio de abrangência de coleta de 91% para o país. As regiões Norte e Nordeste do Brasil apresentaram índice de cobertura de coleta abaixo da média nacional, com 81% e 79%, respectivamente, enquanto as regiões Centro-Oeste, Sul e Sudeste apresentaram os maiores índices, registrando 94%, 95% e 98%, respectivamente.

Observou-se em 2016 um pequeno aumento do número de municípios com iniciativas de coleta seletiva de RSU no Brasil em relação ao ano anterior. Em 2015, eram 3.859 municípios em que as atividades de coleta seletiva eram realizadas e 1.711 sem essas iniciativas. Já em 2016, o número de municípios que aderiram a esse tipo de coleta subiu para 3.818, diminuindo a quantidade de municípios que não realizam coleta seletiva para 1.692 e resultando num índice de adesão 69,6% no país (ABRELPE, 2016).

Complementando a etapa de coleta dos RSU, realiza-se o transporte destes resíduos, essencialmente entre o local de término da coleta realizada até as estações de transbordo, unidades de tratamento e/ ou destinação final. Também é possível considerar como transporte de RS o deslocamento dos veículos de coleta da sua garagem até o ponto de início da coleta e entre os pontos de disposição final e/ou tratamento e a garagem (BARROS, 2012).

A escolha do tipo de veículo a ser utilizado para o transporte de RSU é baseada em critérios técnico-econômicos e sanitários, observando as necessidades de mão-de-obra e de manutenção

dos veículos. Em geral, para esta etapa do gerenciamento são utilizados caminhões movidos à diesel, que são responsáveis por severas emissões de gases de efeito estufa (GEE) pelos seus escapamentos, proporcionais à rota de cada caminhão (APAYDIN; GONULLU, 2008; BARROS, 2012).

3.2.1.2. Transbordo

Em municípios de médio e grande porte onde há uma alta taxa de expansão urbana, aumentam as exigências ambientais e a resistência da população em aceitar a instalação de unidades de disposição final nas proximidades das residências. Esse comportamento é definido como *NIMBY*, do inglês “*not in my back yard*” (“não no meu quintal”, em tradução livre) (IBAM, 2001; THORNTON; TIZARD, 2010).

Além do efeito *NIMBY*, outro fator importante no gerenciamento de RS em cidades de médio e grande porte em constante expansão urbana é a valorização dos terrenos, de modo que a localização de aterros sanitários se torna uma tarefa complexa, uma vez que os aterros necessitam de áreas extensas. Dessa forma, os locais de destinação final dos RSU têm sido instalados cada vez mais distantes dos centros de massa de geração (IBAM, 2001).

Segundo CEMPRE (2010), o grande deslocamento a ser realizado até o local de destinação final dos RSU recomendam a utilização de estações de transbordo ou transferência, limitando o percurso dos veículos coletores, promovendo redução de custos unitários de transporte. Estas estações são pontos intermediários, onde os RS coletados são transferidos dos caminhões coletores, de médio porte, para veículos de maior porte, que serão responsáveis pelo transporte até o local de destinação estabelecido pelo sistema de gerenciamento.

Com a utilização de estações de transbordo, os veículos convencionais de coleta são responsáveis somente pela coleta dos RSU, sendo que o transporte ao local de destinação final cabe à veículos de maior porte, como carretas, vagões de transporte ferroviário e barcas (BARROS, 2012).

Em geral, as estações de transferência de RS são instaladas quando a distância do centro de massa da região de coleta – que pode ser um município, ou, como no DF, uma região administrativa (RA) – ao local de destinação final é superior a 25 km. Entretanto, em grandes cidades, estudos mostram que, para otimização dos serviços de coleta e transporte de RSU, essa distância deve ser de até 10 km (BILLA; PRADHAN, 2013; KOMILIS, 2008).

3.2.1.3. Disposição Final

A Lei 12.305/2010 define a disposição final ambientalmente adequada é como “a distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos”. Os materiais ditos rejeitos são “os RS que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada” (BRASIL, 2010).

Os serviços de LUMRSU são de competência do poder público, sendo responsabilidade das prefeituras municipais. As atividades relacionadas à limpeza pública são mais abrangentes que apenas a coleta e remoção dos RS das edificações e logradouros e são realizadas em várias etapas, que incluem a destinação final adequada destes RS coletados (BARROS, 2012; IBAM, 2001).

Entretanto, o que se percebe no Brasil é uma situação de magnitude alarmante, caracterizada por uma ação generalizada dos órgãos locais de administração pública em apenas distanciar os RS coletados das áreas urbanas, muitas vezes justificada pelas restrições no orçamento disponível para o gerenciamento de RSU. Como o serviço de coleta é uma operação mais visível para a população, enquanto a destinação ambientalmente adequada não provoca preocupação direta de grande parte da população, há priorização da alocação de recursos para a realização da coleta, relegando a disposição final para segundo plano (IBAM, 2001; Jucá, 2002, *apud* IBAM, 2000).

Com isso, é frequente constatar a existência de lixões e aterros controlados. Os lixões se tratam de locais onde os RS coletados são dispostos diretamente sobre o solo, sem controles e cuidados ambientais, causando poluição do solo, do ar e águas superficiais e subterrâneas (IBAM, 2001). Um aterro controlado, por sua vez, segundo a ABNT (1985), consiste em um método de disposição de RSU no solo que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos, cobrindo-os com camadas de solo ou outro material inerte ao fim de cada jornada de trabalho.

Os aterros controlados, mesmo sendo considerados pela norma NBR 8.849/85 como uma técnica de disposição final que não causa riscos à saúde pública e à sua segurança e que minimiza impactos ambientais, ainda produzem poluição e causam impactos, visto que, em geral não há impermeabilização da base, nem sistemas de coleta de lixiviado ou dos gases gerados (ABNT, 1985; BARROS, 2012).

Assim, a técnica de disposição final mais adequada, em relação aos princípios e objetivos da PNRS é a utilização de aterros sanitários. Estes são definidos pela norma NBR 8.419/92 como uma técnica de disposição de RSU no solo, sem danos à saúde pública e à sua segurança, com minimização dos impactos ambientais, a partir da utilização de princípios de engenharia para confinar os RS à menor área possível e compactá-los ao menor volume possível, cobrindo-os com camadas de solo a cada jornada de trabalho, ou, caso necessário, a intervalos menores (ABNT, 1992).

A *Figura 3.1* e a *Tabela 3.1* apresentam os dados de disposição final do país e a quantidade de municípios por tipo de disposição final no país, respectivamente, segundo o Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil, publicado em 2016 pela ABRELPE.

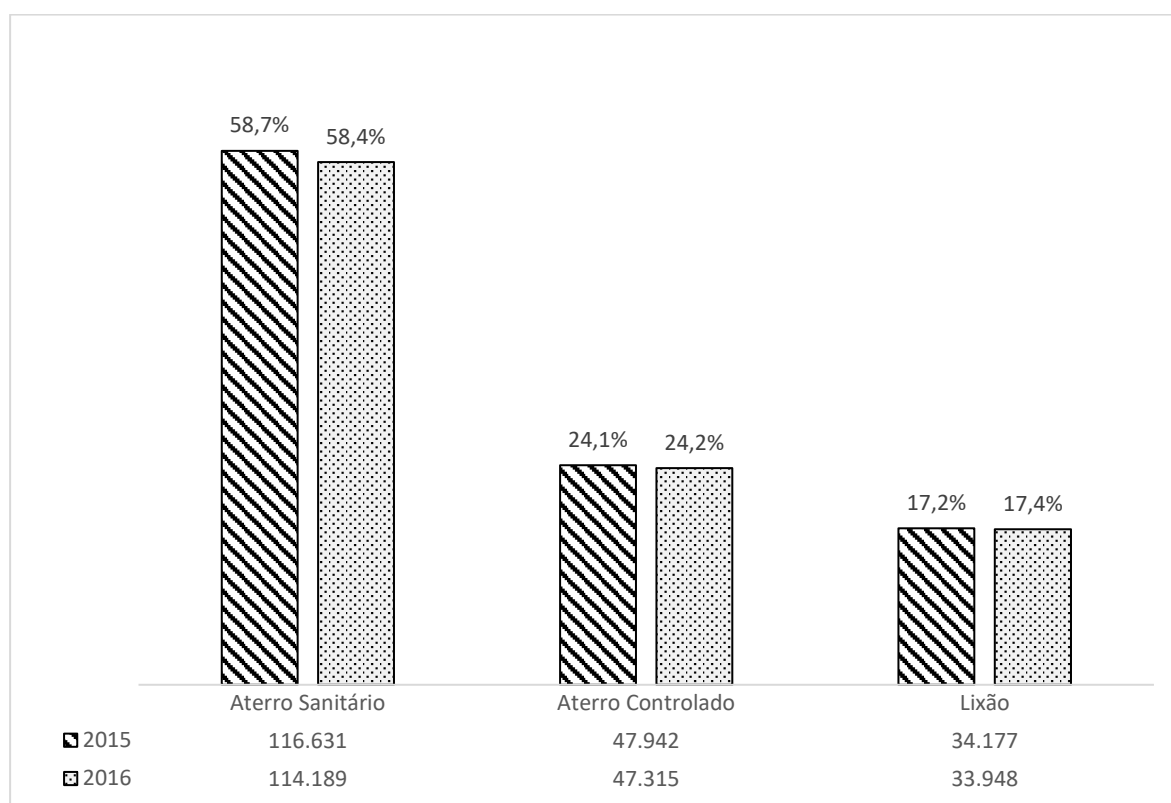


Figura 3.1: Disposição final de RSU no Brasil por tipo de destinação (t/dia).
Fonte: Adaptado de ABRELPE (2016).

Tabela 3.1: Quantidade de municípios por tipo de disposição final adotada.

Disposição Final	2016 – Regiões e Brasil						
	Brasil 2015	Norte	Nordeste	Centro- Oeste	Sudeste	Sul	Brasil
Aterro Sanitário	2.244	92	458	161	822	706	2.239
Aterro Controlado	1.774	112	500	148	644	368	1.772
Lixão	1.552	246	836	158	202	117	1.559
Brasil	5.570	450	1.794	467	1.668	1.191	5.570

Fonte: Adaptado de ABRELPE (2016).

A Figura 3.1 aponta que os índices de disposição final ambientalmente adequada apresentaram retrocesso em relação ao ano de 2015, passando a representar 58,4% do total de RS coletados. Observa-se também, a partir da Tabela 3.1 que houve redução do total de municípios que dispõem seus RSU em aterros sanitários e controlados, com consequente aumento da destinação final em lixões. Essas reduções ocorreram em função da saída de alguns municípios das soluções consorciadas para destinação adequada de RSU.

Nesse sentido, observa-se que o Distrito Federal, objeto de estudo de alternativas deste trabalho, caminha na direção oposta da tendência nacional, visto que a disposição final de RSU foi, por muitos anos realizada no Aterro Controlado do Jóquei (ACJ), entretanto, em 2017, com a inauguração do Aterro Sanitário de Brasília (ASB), a disposição final passou a ser realizada de maneira ambientalmente adequada (SLU, 2017). O atual gerenciamento dos RSU do DF é apresentado na seção 3.4. deste trabalho.

Segundo Barros (2012), é de incumbência do poder público o incentivo, o desenvolvimento e a difusão de ações em busca de alternativas para redução, reciclagem e reaproveitamento de RS junto às fontes geradoras, discutindo as possibilidades, promovendo a minimização de volumes e garantindo que haja tratamento antes da disposição final, de modo que sejam aterrados apenas os rejeitos.

É válido observar que a disposição final dos rejeitos é necessária, mesmo havendo o tratamento dos RSU, evidenciando que essas etapas não são excludentes, mas complementares, uma vez que devem ser encaminhados para a disposição final os rejeitos dos processos de tratamento, recuperação e valorização, depois de esgotadas essas alternativas.

Tendo em vista os objetivos deste trabalho, estabelecidos no capítulo 2, a seção 3.2.2. a seguir apresenta as tecnologias mais usuais de valorização e tratamento dos RSU, bem como as principais definições relacionadas a essas tecnologias.

3.2.2. Tratamento e Valorização de Resíduos Sólidos Urbanos

Reconhece-se, de forma implícita, a partir da própria definição de RS, que há valor – em termos de matéria e energia – nestes resíduos, que deveria ser aproveitado antes da disposição final, utilizando-os como recursos, antes que os subprodutos de seu aproveitamento – os rejeitos – sejam descartados (BARROS, 2012).

Cabe ressaltar que a PNRS incorpora a definição de rejeitos como “RS que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada” (BRASIL, 2010).

A PNRS define ainda a destinação final ambientalmente adequada dos RSU como “a destinação de resíduos que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes (...), entre elas a disposição final (...)” e também estabelece que as demais opções de destinação final devem ser priorizadas, em face à disposição final (BRASIL, 2010).

Nesse sentido, definem-se as técnicas de tratamento de RSU como um conjunto de procedimentos que objetivam a redução da quantidade ou o potencial poluidor dos RS, transformando-os em materiais inertes e biologicamente estáveis (IBAM, 2001).

Ademais, a destinação de RSU também destaca técnicas de valorização destes, que consistem no reaproveitamento, reciclagem ou outra ação que vise à obtenção de materiais reutilizáveis ou energia a partir dos RS, concedendo, de certa forma, valor de mercado aos resíduos. A valorização dos RSU pode ser dividida em termos de matéria e de energia, sendo o primeiro caso correspondente à reintegração dos RS nos circuitos econômicos e o segundo corresponde ao aproveitamento do poder calorífico dos RS a partir da sua queima (BARROS, 2012).

Segundo Barros (2012), quando se busca destinar os RS de maneira mais adequada que a disposição final direta em aterros sanitários, há duas grandes alternativas. A primeira é a segregação dos resíduos gerados, podendo ser realizada na própria origem ou em unidades de beneficiamento, visando à reciclagem e também à compostagem, que consiste, na essência, na

reciclagem da fração orgânica dos RS. A segunda possibilidade é a incineração dos RS, objetivando à redução de volume, inertização e recuperação energética.

A Figura 3.2 apresenta o esquema de evolução do gerenciamento de RSU proposto por Barros (2012). A situação I apresentada na figura mostra a pior situação possível para o gerenciamento, em termos ambientais, que é a destinação final em lixões. A segunda seta apresenta a destinação final dos RS em um aterro sanitário, dispensando tratamento. Mesmo demonstrando grande avanço em relação à anterior, se restringe à extremidade final do processo de gerenciamento. O terceiro fluxo de RS apresentado denota ainda mais avanço em relação à primeira seta, caracterizando-se por parcelas significativas dos RS sendo recicladas e compostadas. Por fim, o quarto fluxo de RS apresenta os avanços do terceiro fluxo, porém com a incorporação de minimização da geração, além da etapa de tratamento antes da disposição final dos RS, mostrando a situação ideal do gerenciamento.

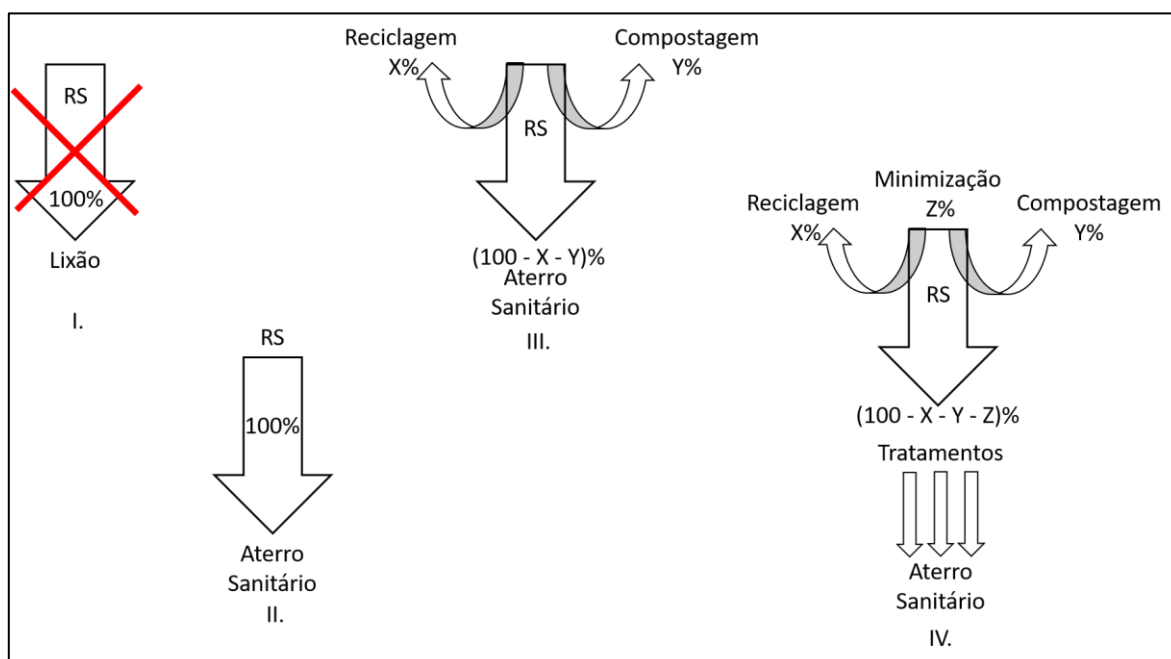


Figura 3.2: Evolução do gerenciamento de RS, incorporando princípios ambientais.
Fonte: Adaptado de Barros (2012).

Ademais, os métodos atuais de aterramento, considerados rudimentares por Menikpura *et al.* (2012), implicam em efeitos negativos em termos de degradação ambiental, além das perdas econômicas e danos sociais.

Nesse sentido, a seguir são apresentadas a reciclagem, a compostagem e a produção de combustíveis derivados de resíduos (CDR) como alternativas de tratamento e valorização de

RSU. Consta também, no item 3.2.2.3. uma breve contextualização sobre as Usinas de Tratamento Mecânico-Biológico (UTMB).

3.2.2.1. Reciclagem

Dentre as alternativas de tratamento, valorização e redução de RSU, a reciclagem é, de um modo geral, a que desperta maior interesse da população, em função do seu forte apelo ambiental, fruto de ações de educação ambiental, dentre as quais se destaca o conceito dos “3R”: reduzir, reutilizar e reciclar. O primeiro “R” consiste na redução de consumo e consequente redução da geração de RS. O termo reutilizar faz menção à reutilização de um material, em especial de embalagens, para outros fins, sem que haja transformação de suas propriedades físicas, químicas ou biológicas. Já o terceiro “R”, reciclar, envolve a reinserção de um material no ciclo produtivo, através de seu processamento e transformação em matéria-prima (BARROS, 2012; BRASIL, 2010; IBAM, 2001).

A PNRS define como reciclagem o processo de transformação dos RS envolvendo a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, visando à transformação em insumos para o ciclo produtivo ou em novos produtos (BRASIL, 2010). O IBAM (2001) entende que o processo de reciclagem tem abrangência maior que apenas a transformação dos materiais e reinserção no ciclo produtivo, contemplando também a separação de materiais presentes nos resíduos sólidos domiciliares (RSD).

Para execução de qualquer atividade de reciclagem de RS, é imprescindível que haja segregação prévia das diferentes frações que compõem esses resíduos. A separação pode ser realizada na própria fonte geradora ou em unidades de triagem. Quando a reciclagem é processada a partir da segregação na fonte, é seguida pela coleta seletiva dos materiais, enquanto que quando são utilizadas usinas ou centrais de triagem, não há segregação na fonte e o material reciclável encontra-se misturado dentro dos RSD. Nesse caso, mesmo com os processos mais eficientes e tecnológicos de separação, em geral se obtém uma eficiência de triagem na faixa de 3 a 6% em peso, pois o material reciclável é contaminado pelos demais materiais presentes na coleta convencional (BARROS, 2012; CEMPRE, 2010).

3.2.2.2. Compostagem

É dito processo de compostagem a decomposição aeróbia da matéria orgânica contida em restos de origem animal ou vegetal por meio da ação de agentes microbiológicos. Tal processo tem como produto o composto orgânico, que pode ser aplicado ao solo com o objetivo de

melhoramento do solo em termos agrícolas, sem ocasionar riscos ao meio ambiente (CEMPRE, 2010).

Segundo Fernandes e Silva (1999), “a compostagem pode ser definida como uma biooxidação aeróbia exotérmica de um substrato orgânico heterogêneo, no estado sólido, caracterizado pela produção de CO₂, água liberação de substâncias minerais e formação de matéria orgânica estável”. Em termos práticos, a partir de resíduos orgânicos, o processo de compostagem realiza sucessivas etapas de transformação desse material, sob a ação de diversos grupos de micro-organismos, num processo bioquímico altamente complexo que tem como produto final o composto orgânico, um insumo agrícola livre de patógenos e rico em húmus e nutrientes minerais.

O processo de compostagem pode ser simplificado pelo esquema apresentado pela Figura 3.3.

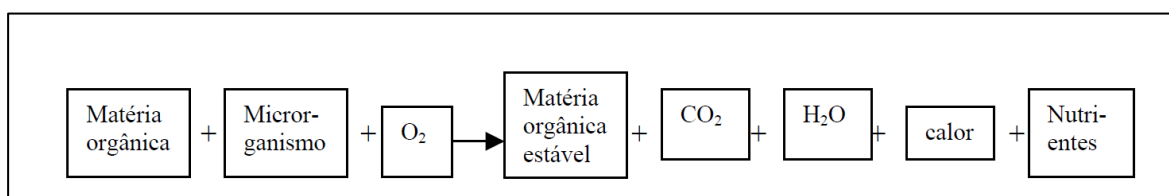


Figura 3.3: Esquema simplificado do processo de compostagem.
Fonte: Fernandes e Silva (2009)

Por ser um processo biológico, diversos fatores influenciam a degradação da matéria orgânica, principalmente a aeração, a umidade, os nutrientes e a temperatura. A aeração é fundamental para o metabolismo microbiano responsável pela degradação da matéria orgânica. Os nutrientes, em especial o carbono e o nitrogênio são de suma importância, uma vez que o carbono é a principal fonte de energia para as células microbianas e o nitrogênio é necessário para a síntese celular. A temperatura é importante no que diz respeito à celeridade da biodegradação, porém, é resultado da atividade biológica (FERNANDES; SILVA, 1999; IBAM, 2001).

A utilização de compostagem como tratamento e estabilização da fração orgânica é vantajosa, principalmente por representar uma prática de reciclagem, possibilitando a recuperação e reutilização de matéria-prima, diminuindo a quantidade de RS aterrados e o volume de lixiviado e a subsequente emissão de CH₄ nos aterros sanitários. É válido salientar que a compostagem dos resíduos sólidos orgânicos (RSO) pode propiciar redução de até 50% no volume de RSU aterrados, visto que essa fração corresponde a aproximadamente metade do volume dos RS municipais (BARROS, 2012; CEMPRE, 2010).

Por outro lado, a compostagem também apresenta pontos negativos, dentre eles a exigência de eficácia no controle operacional, para não haver problemas na manutenção do composto e a sensibilidade do mercado consumidor de composto, que pode apresentar flutuações (FERNANDES; SILVA, 1999).

3.2.2.3. Usinas de Tratamento Mecânico-Biológico

Usinas de Tratamento Mecânico-Biológico são plantas que combinam a separação mecânica de diferentes frações de RSU e a estabilização dos resíduos sólidos orgânicos (RSO) por digestão anaeróbia ou compostagem (FEI et al., 2018).

Segundo Montejo *et al.* (2013), *apud* Bilitewski, Oros e Christensen (2010), existem dois principais tipos de tratamento mecânico-biológico (TMB): i) o pré-tratamento mecânico-biológico (PTMB), onde os RSO são separados e biologicamente estabilizados, prioritariamente para o aterramento e os materiais recicláveis, assim como o CDR são recuperados da fração grossa retida nas peneiras da UTMB; e ii) a estabilização mecânico-biológica (EMB), ou biossecagem, onde há a compostagem dos RSU para secagem, visando a uma extração de uma fração maior de CDR. Em suma, o PTMB objetiva estabilizar a fração orgânica para minimização da produção de gases e lixiviados nos aterros sanitários enquanto a EMB maximiza a produção de CDR e a recuperação de materiais.

As emissões de GEE das atividades de gerenciamento de RSU e sua contribuição para o aquecimento global e para as mudanças climáticas têm sido reconhecidas como sérios problemas ambientais. Nesse sentido, a utilização do TMB é recomendada por muitos especialistas como a maneira mais apropriada de reduzir as emissões de GEE do setor (MENIKPURA et al., 2012).

Em países que recentemente passaram por processo de desenvolvimento, como é o caso do Brasil, devido às diferenças nos níveis de consumo e no estilo de vida da população, as características dos RSU são diferentes dos países desenvolvidos. Dessarte, a demanda por UTMB é destinada ao tratamento dos RSO e utilização dos subprodutos, como o CDR, uma vez que a composição dos RSU é majoritariamente orgânica (FEI et al., 2018; IBAM, 2001).

3.2.2.4. Combustíveis Derivados de Resíduos

Os combustíveis derivados de resíduos são combustíveis derivados dos resíduos sólidos municipais produzidos por meio de processos de tratamento que visam à remoção de substâncias perigosas para a combustão, à garantia um valor mínimo de poder calorífico inferior (PCI), e à adequação às normas e especificações para sua caracterização (RADA; ANDREOTTOLA, 2012).

O PCI é a grandeza que indica a quantidade de energia útil que pode ser liberada durante a queima do RS, de forma diretamente proporcional, isto é, quanto maior o PCI, maior a quantidade de energia liberada na combustão e maiores as temperaturas atingidas (CEMPRE, 2010).

Para produção de CDR, duas tecnologias têm se destacado e sido bem desenvolvidas: as UTMB e os processos de biossecagem. Nas UTMB, há a separação dos materiais recicláveis, que são comercializados, e da matéria orgânica fina, que é destinada à compostagem ou estabilização biológica. A fração residual de rejeitos do processo de separação, geralmente composta por papeis, plásticos e têxteis possui alto PCI, ideal para combustão. Já no processo de biossecagem, os rejeitos são efetivamente secos e estabilizados por processos de compostagem, deixando uma massa residual com maior PCI e adequada para combustão (GENDEBIEN et al., 2003).

No Brasil, a principal utilização do CDR se dá nos fornos rotativos de produção de clínquer para a fabricação de cimento, na atividade denominada coprocessamento de resíduos, segundo a Resolução CONAMA N° 264/99, que determina que o CDR pode ser utilizado nos fornos como substituto de matéria prima desde que apresente características similares às dos componentes usualmente empregados na produção de clínquer e também como substituto de combustível, desde que comprove o ganho de energia necessário (CONAMA, 1999).

4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

4.1.AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA

Alcançar o desenvolvimento sustentável exige a utilização de métodos e ferramentas que auxiliem a quantificação e comparação dos impactos ambientais da produção de bens e serviços para as sociedades. Os produtos têm um ciclo de vida (CV), que tem início na sua concepção, seguido pela extração de matéria-prima, produção, consumo e, por fim, atividades de “fim-de-vida” (coleta, reutilização, reciclagem, disposição final de resíduos). Todas as atividades participantes do ciclo de vida de um produto resultam em impactos ambientais, como o consumo de recursos naturais, na emissão de substâncias no meio natural (REBITZER et al., 2004).

Nesse sentido, a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) fornece uma visão holística na avaliação dos impactos dos processos produtivos, proporcionando a compreensão dos aspectos ambientais a partir de uma estruturação metodológica. A ACV permite estimar e avaliar os impactos atribuídos a cada etapa do CV, como mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio, eutrofização, acidificação, depleção de recursos, impactos toxicológicos na saúde humana e dos ecossistemas, consumo de água, uso do solo, poluição sonora, dentre outros impactos (CURRAN, 2013; REBITZER et al., 2004).

A ACV não se trata de um ferramenta científica exata, mas de uma metodologia cientificamente baseada de avaliação dos impactos de um produto ou sistema ao meio ambiente (BILITEWSKI; WINKLER, 2007). Essa metodologia tem sido utilizada em busca do gerenciamento sustentável de RSU, sendo cada vez mais explorada como suporte à tomada de decisão e planejamento estratégico no setor (ABELIOTIS; KALOGEROPOULOS; LASARIDI, 2012; GÜERECA et al., 2006).

Nesse sentido, foi utilizada a ACV como metodologia de comparação entre os cenários de tratamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) propostos para o Distrito Federal (DF), visando determinar a melhor opção de tratamento em termos de emissões de GEE e recuperação de materiais.

4.2.APLICAÇÃO DA AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA

Embora a maioria dos estudos de CV trata de avaliações de produtos alternativos que fornecem propriedades e funções semelhantes aos produtos tradicionais, se enquadrando como substitutos destes, como, por exemplo, a comparação entre diferentes materiais utilizados como embalagens de bebidas (MIETTINEN; HAMALAINEN, 1997), a utilização de ACV na análise de sistemas de tratamento têm se desenvolvido, objetivando a avaliação dos impactos associados a estes sistemas (ROELEVELD et al., 1997).

Nesse sentido, Matsushashi *et al.* (1997) realizou uma comparação entre sistemas de tratamento convencionais de esgoto, sistemas de lodos ativados e alternativas de disposição. White *et al.* (1999) construíram inventários de ciclo de vida (ICV) para uma série de instalações de gerenciamento de RS avaliando aspectos ambientais e econômicos associados a essas instalações.

No que tange ao gerenciamento de RSU, a principal utilização da ACV consiste na comparação entre diferentes cenários operacionais, em busca da alternativa ótima, em termos ambientais, econômicos e sociais, a depender das condições de contorno e das categorias de impacto em análise, que variam de acordo com as peculiaridades e características do local de interesse (ABELIOTIS; KALOGEROPOULOS; LASARIDI, 2012; CONTRERAS et al., 2008).

Para aplicação completa da metodologia de ACV, deve-se executar as seguintes etapas: (i) definição dos objetivos e escopo, que consistem na etapa de planejamento do estudo de CV; (ii) construção do ICV, onde os balanços materiais e de energia são calculados; (iii) avaliação de impacto, que compreende a classificação, caracterização e estimativas dos impactos ambientais; e (iv) seleção da melhor alternativa em busca da redução dos impactos ambientais (CONSOLI et al., 1993; GUINÉE et al., 1993; GUINÉE; UDO DE HAES; HUPPES, 1993; MIETTINEN; HAMALAINEN, 1997). A Figura 4.1 apresenta um esquema das fases da ACV.

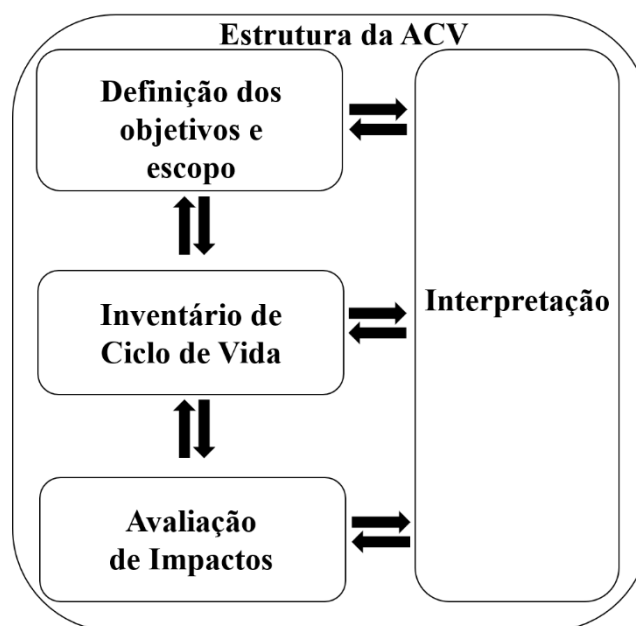


Figura 4.1: Estrutura da ACV.
Fonte: Adaptado de ISO (2006a).

4.2.1. Definição dos Objetivos e do Escopo da Avaliação

De acordo com a *International Organization for Standardization – ISO* (2006a) a definição do escopo da ACV deve considerar e descrever, de forma clara e concisa os seguintes itens: (i) as funções dos produtos ou sistemas, ou, no caso de um estudo comparativo, os sistemas de interesse; (ii) a unidade funcional; (iii) os limites dos sistemas estudados; (iv) a tipologia de impactos ou a metodologia de avaliação de impactos e a subsequente interpretação; (v) os dados necessários, bem como as considerações necessárias e limitações da análise; e (vi) os requisitos de qualidade dos dados.

4.2.1.1. Funções e Unidade Funcional

Após a definição dos objetivos e do escopo da avaliação, deve ser estabelecida a unidade funcional utilizada na avaliação. Em termos abstratos, a unidade funcional é definida como a medida de *performance* de um certo sistema. Em termos práticos e aplicáveis, essa unidade é um quantitativo equivalente de uma função de produto, serviço ou processo (KROZER; VIS, 1998).

A unidade funcional serve de base para comparação. Na sua definição, o foco é alterado, saindo do produto físico para a sua *performance* desempenhando certa função ou serviço. Em certos processos, diferentes produtos podem ser necessários em quantidades diferentes para satisfazer

à mesma necessidade, dessa forma, com a utilização da unidade funcional, padroniza-se a análise, normalizando a avaliação e cria-se uma unidade de referência que possibilita relacionar as entradas e saídas da análise (ISO, 2006a; MIETTINEN; HAMALAINEN, 1997).

4.2.1.2.Limites do Sistema

Após a definição dos objetivos do estudo e da seleção da unidade funcional, é necessário estabelecer os limites do sistema. Segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (*Environmental Protection Agency*) – EPA (1993), um sistema consiste na coletânea de operações que exercem, em conjunto, uma função claramente definida. A Figura 4.2 apresenta a delimitação de um sistema genérico, visando à realização de uma ACV.

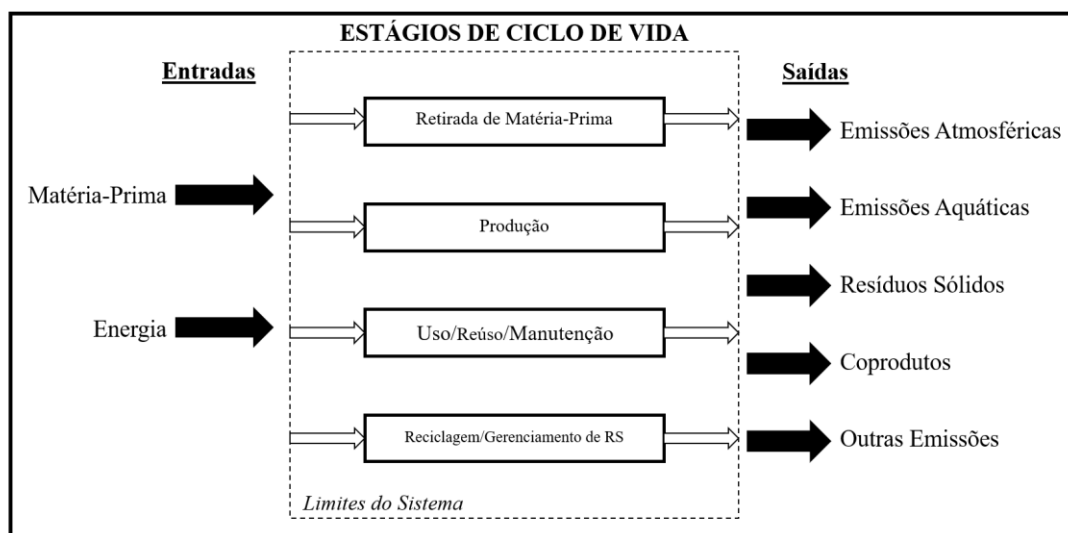


Figura 4.2: Estágios de CV e delimitação do sistema.
Fonte: Adaptado de EPA (1993).

Os limites do sistema definem quais processos unitários devem ser incluídos na ACV. Diversos fatores determinam os limites do sistema, dentre eles estão incluídos o objetivo do estudo, as considerações a serem feitas, restrições de dados e custos. Os critérios utilizados na definição dos limites do sistema devem ser identificados e justificados no escopo do estudo (ISO, 2006a).

Segundo Guinée *et al.* (2002), na ACV são utilizados três principais tipos de limites para os sistemas: (i) entre o sistema técnico e o meio ambiente, (ii) entre processos significativos e não-significativos, e (iii) entre o sistema tecnológico em análise e outros sistemas tecnológicos.

Na maioria dos casos, os limites entre o sistema técnico e o meio ambiente são bem definidos e, de certa forma, óbvios. Entretanto, quando a ACV inclui sistemas florestais, agricultura, emissões em sistemas de tratamento de esgotos e aterros sanitários, esses limites devem ser explicitamente definidos (FINNVEDEN et al., 2009).

A definição de limites entre processos significativos e insignificantes é difícil, visto que, em geral, não se sabe de antemão quais dados são insignificantes. Além disso, uma vez que os dados de um processo são conhecidos, não há razão específica para deixá-los de fora. Uma abordagem geral pode ser incluir dados facilmente acessíveis, verificar a importância dos dados e refinar, se necessário e possível. Já os limites com outros sistemas tecnológicos devem ser definidos quando a ACV inclui processos multifuncionais, que consistem em processos compartilhados por vários sistemas de produtos (FINNVEDEN et al., 2009; FINNVEDEN; LINDFORS, 1996).

4.2.1.3. Requisitos de Qualidade dos Dados

Os requisitos de qualidade de dados especificam, em termos gerais as características que os dados devem apresentar para possibilitar a realização do estudo. Esses requisitos devem ser definidos no escopo da ACV de modo que permitam a realização da ACV e, quando o estudo em questão é utilizado no apoio à comparação de alternativas, deve abordar: (i) a abrangência temporal; (ii) abrangência geográfica; (iii) precisão e representatividade; (iv) consistência e reprodutibilidade dos métodos utilizados durante a ACV; (v) fontes dos dados e sua representatividade; e (vi) incertezas da informação (ISO, 2006a).

4.2.2. Inventário de Ciclo de Vida

Em conformidade com o escopo definido para a análise, o ICV fornece um catálogo quantitativo de demandas de energia e outros recursos, emissões de poluentes no ar, água e solo, além dos resíduos sólidos gerados no CV de um determinado produto, processo, material ou embalagem (EPA, 1993).

O ICV objetiva a quantificação das entradas e saídas que cruzam os limites do sistema. A análise por meio de inventário envolve a aquisição de dados e procedimentos de cálculo para quantificar entradas e saídas significantes no sistema em análise. Seus resultados podem ser utilizados diretamente para identificar áreas de maior ou menor carga ambiental e fornecem apoio à ACV (EPA, 1993; ISO, 2006a; MIETTINEN; HAMALAINEN, 1997).

É necessária uma grande quantidade de dados no para o ICV e seu processo de construção é realizado de maneira iterativa, de forma que, quanto mais dados são coletados e melhor o sistema é compreendido, podem ser identificadas novas limitações ou necessidade de dados, o que pode provocar mudança na aquisição de dados, a fim de atingir os objetivos do estudo (FINNVEDEN et al., 2009; ISO, 2006a).

A Figura 4.3 apresenta os procedimentos recomendados para realização do ICV, segundo a normatização internacional (ISO, 2006b).

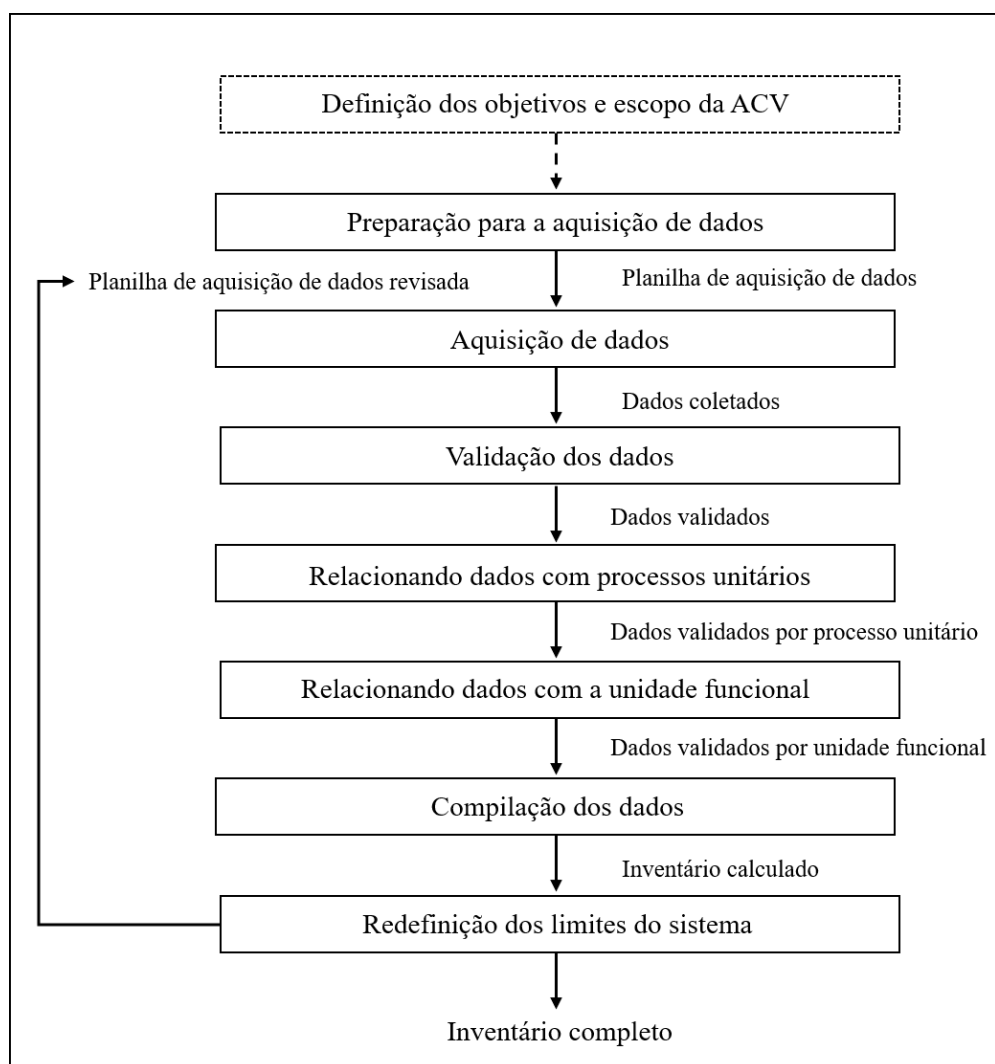


Figura 4.3: Procedimento simplificado para realização do ICV.
Fonte: Adaptado de ISO (2016b).

A etapa descrita como preparação para aquisição de dados consiste na definição dos dados necessários para o inventário, com vistas ao atendimento de todos os objetivos já definidos na etapa de formulação do escopo da ACV, uma vez que estes definem o nível e o tipo de informação necessária para a análise (EPA, 1993).

Os dados qualitativos e quantitativos incluídos no ICV devem ser relacionados a cada processo unitário incluído pelos limites do sistema, de acordo com um fluxo determinado para cada processo. Os dados coletados, medidos, calculados ou estimados são utilizados para estimar as entradas e saídas de um processo unitário e, por fim, o ICV deve fornecer uma visão geral do sistema, com suas entradas e saídas sendo referenciadas à unidade funcional determinada. Tendo em vista que o ICV é a parte mais sensível da ACV, uma checagem e validação dos dados deve ser conduzida durante o processo de coleta de dados, para confirmar que os requisitos de qualidade dos dados são atendidos (ISO, 2006b; KROZER; VIS, 1998).

As decisões referentes à inclusão de dados no ICV devem ser baseadas em análise de sensibilidade, determinando sua significância. A análise de sensibilidade pode resultar em exclusão de estágios do CV ou processos e entradas ou saídas do sistema quando for demonstrada a sua falta de significância pela análise, além da inclusão de novos processos, entradas e saídas ou etapas do CV que se mostrarem relevantes. A partir disso, os limites iniciais do sistema devem ser revistos, de modo que atendam aos objetivos estabelecidos. Por fim, os resultados do processo de refinação e a análise de sensibilidade devem ser documentados. (ISO, 2006b).

4.2.3. Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida

O resultado do ICV é uma lista de entradas e saídas de natureza variável e, em geral essas grandezas não são interessantes em si, mas seus potenciais impactos ambientais são. Nesse sentido, em busca de melhor compreensão e caracterização destes impactos, utiliza-se a Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV), que consiste em uma técnica quantitativa e/ou qualitativa para caracterizar os potenciais efeitos das demandas de recursos e das cargas ambientais a partir da interpretação dos resultados do ICV (EPA, 1993; FINNVEDEN et al., 2009; ISO, 2006a; MIETTINEN; HAMALAINEN, 1997).

Para realização da AICV, os parâmetros do ICV são relacionados com as suas contribuições com problemas ambientais, que são definidos em termos de áreas de proteção, que contemplam saúde humana, qualidade ambiental e recursos naturais (HAUSCHILD; HUIJBREGTS, 2015).

Os impactos nas áreas de proteção são modelados, com base no conhecimento acerca das relações entre intervenções – na forma de extração de recursos, emissões de poluentes, uso do solo e da água – e seus impactos ao meio ambiente, conforme exemplificado pela Figura 4.4. A

figura apresenta esquematicamente o mecanismo de modelagem dos impactos, a partir de um exemplo – a emissão de substâncias (FINNVEDEN et al., 2009).

De acordo com a normatização internacional que dispõe sobre a ACV (ISO, 2006a, 2006b), a AICV envolve: (i) a seleção das categorias de impactos e classificação; (ii) seleção dos métodos de caracterização e subsequente aplicação destes; (iii) normalização; e, por fim, (iv) agrupamento e/ou ponderação das diferentes categorias de impacto.

Na classificação, cada item do ICV é identificado como impactante em relação a alguma questão ambiental, sendo que estas questões se tratam das categorias de impacto. É importante que a seleção das categorias seja realizada de maneira coerente, de modo que as categorias selecionadas sejam mutuamente excludentes, evitando que os impactos sejam contabilizados mais de uma vez (MIETTINEN; HAMALAINEN, 1997).

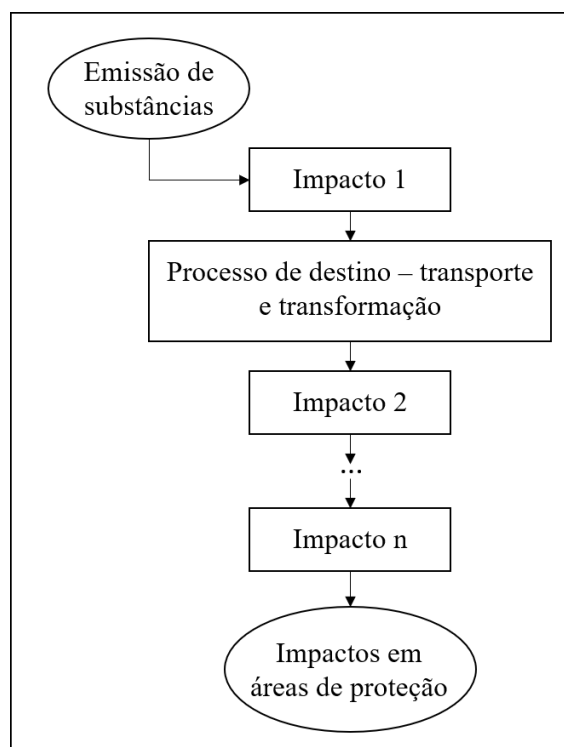


Figura 4.4: Representação esquemática da modelagem de impactos na AICV.
Fonte: Adaptado de Finnveden *et al.* (2009).

Com a caracterização, os resultados do inventário são modelados de acordo com sua relevância em relação às categorias de impacto individuais (HAUSCHILD; HUIJBREGTS, 2015). Essa etapa envolve a conversão dos resultados do ICV para unidades comuns e agregação destes dados dentro da mesma categoria de impacto (ISO, 2006b).

A normalização consiste em expressar os resultados de caracterização em relação a um valor de referência, expressando a magnitude relativa dos parâmetros em uma escala comum a todas as categorias de impacto, facilitando a interpretação dos resultados. Por fim, a avaliação de impacto realiza o agrupamento ou ponderação das diferentes categorias de impacto ambiental e consumo de recursos, refletindo a importância relativa que lhes é atribuída no estudo (FINNVEDEN et al., 2009).

4.2.3.1. Métodos de Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida

Os indicadores referentes às categorias de impacto analisadas podem se enquadrar em qualquer fase entre resultados numéricos obtidos no ICV e os resultados finais da ACV – onde o efeito ambiental realmente ocorre. Por isso, diversas metodologias para avaliação do inventário de ciclo de vida foram desenvolvidas e estas incluem análises do tipo *midpoint* ou *endpoint*. As análises *midpoint* consistem em metodologias clássicas de avaliação de impactos, que restringem a estágios iniciais em termos de correntes de causa-efeito, com o propósito de minimizar incertezas, agrupando os resultados em categorias de impactos intermediários. Já o agrupamento de resultados nas categorias *endpoint* são métodos focados nos danos e procuram modelar a corrente de causa e efeito até o dano propriamente dito (RODRIGUES, 2017; SAADE; SILVA; GOMES, 2014).

A Figura 4.5 apresenta algumas categorias de impacto segundo as estruturas *midpoint* e *endpoint* para a AICV.

Dentre os vários métodos para AICV que utilizam das estruturas *midpoint* e *endpoint*, destacam-se a *Chain Management by Life Cycle Assessment* – CML (1996, 2001 e 2011), a *Environmental Design of Industrial Products* – EDIP (1993 e 2007) e a *Impact 2002+* (FRISCHKNECHT et al., 2007; SAADE; SILVA; GOMES, 2014).

É importante ressaltar que, assim como qualquer outra ferramenta utilizada para análises de impactos ambientais, a ACV também possui limitações e cabe ao usuário da metodologia esclarecer estas limitações e compreender profundamente a metodologia utilizada na AICV (FRISCHKNECHT et al., 2007; RODRIGUES, 2017).

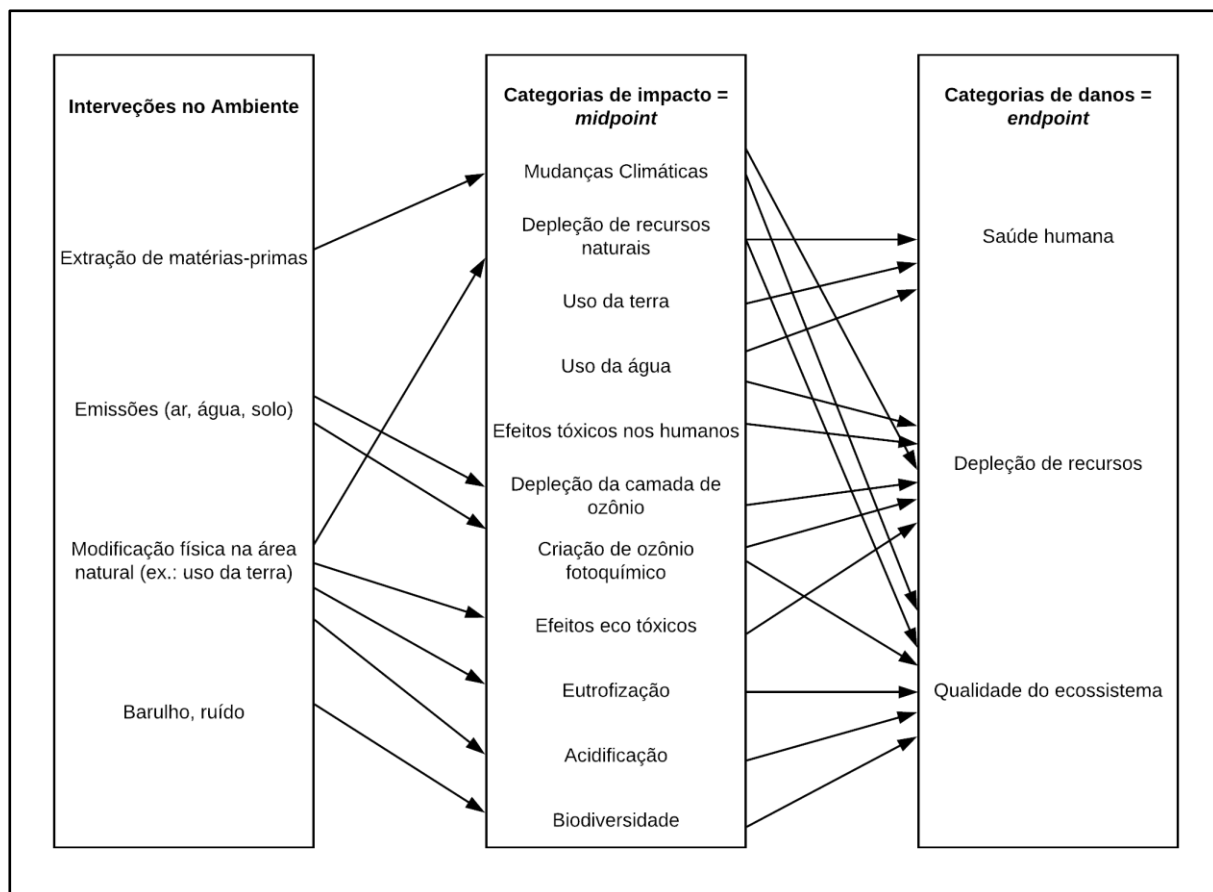


Figura 4.5: Categorias de impacto nas estruturas *midpoint* e *endpoint* na AICV.
Fonte: Adaptado de UNEP (2011).

4.2.4. Interpretação dos Resultados

A fase de interpretação de resultados da ACV compreende a identificação de questões significativas, com base nos resultados das etapas de ICV e AICV, bem como uma avaliação que contempla análises de completude, sensibilidade e consistência, além das conclusões, limitações e recomendações, como mostra a Figura 4.6 (ISO, 2006b).

A fase de interpretação pode envolver o processo iterativo de revisão do escopo da ACV, bem como a natureza e a qualidade dos dados coletados de acordo com a meta definida. Para isso, são realizadas análises de completude, a fim de verificar se todas as informações relevantes e necessárias para o estudo estão completas e disponíveis; análises de sensibilidade, para avaliar a confiabilidade dos resultados finais, por meio da verificação de como são afetados pelas incertezas dos dados, cálculos, indicadores, etc.; e análises de consistência, com o objetivo de determinar se as suposições, métodos e dados são consistentes com os objetivos e com o escopo (ISO, 2006a, 2006b).

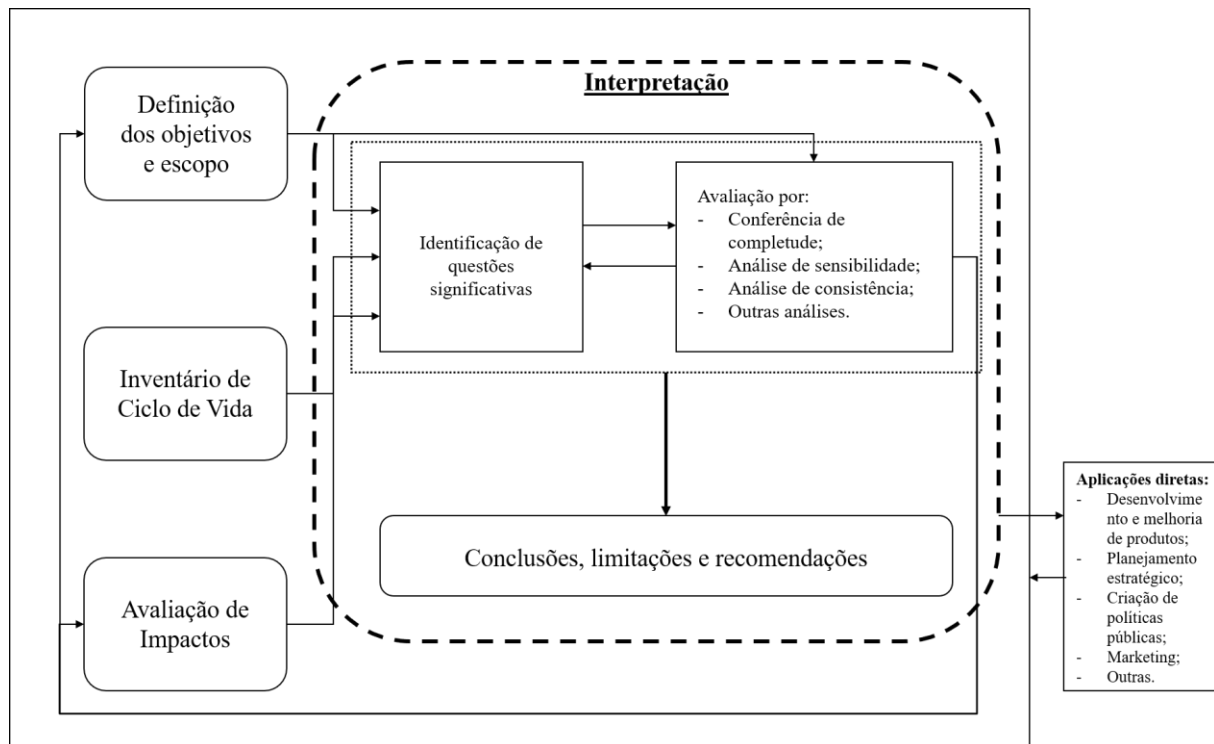


Figura 4.6: Relações entre a fase de interpretação e outros elementos da ACV.
Fonte: Adaptado de ISO (2006b).

Os resultados da interpretação podem assumir a forma de conclusões e recomendações para os tomadores de decisão, consistentes com os objetivos e o escopo do estudo (GUINÉE et al., 2002).

Diante do que foi exposto neste capítulo, a aplicação da ACV neste trabalho se deu conforme os itens 4.2.1 a 4.2.4. A aplicação da metodologia seguiu a seguinte ordem de execução: (i) definição dos objetivos; (ii) definição do escopo da avaliação, incluído as funções dos sistemas e da unidade funcional, além dos limites dos sistemas e dos requisitos de qualidade dos dados necessários; (iii) construção do inventário de ciclo de vida; (iv) avaliação de impactos do ciclo de vida, segundo as categorias de impacto de mudanças climáticas e de recuperação de materiais, a fim de atingir os objetivos propostos; e, por fim, (v) interpretação dos resultados, por meio da normalização dos indicadores e avaliação dos impactos a nível global.

5. MÉTODOS E PROCEDIMENTOS

5.1.PROCEDIMENTO METODOLÓGICO

Esta seção apresenta a metodologia aplicada para a avaliação das alternativas propostas para minimização dos impactos decorrentes do gerenciamento dos RSU do DF. A Figura 5.1 ilustra o roteiro proposto, contendo as duas principais fases de avaliação: (1) definição dos objetivos cenários e (2) aplicação da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), bem como as técnicas e métodos intermediários realizados em cada fase.

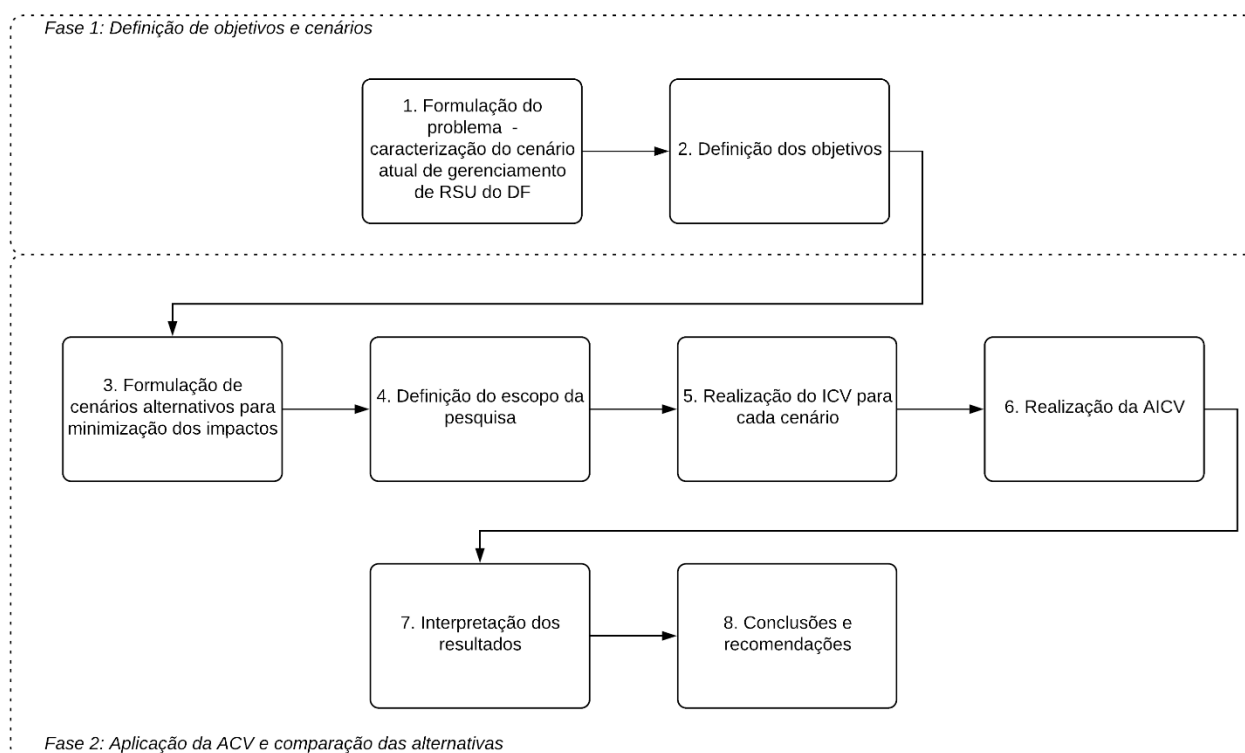


Figura 5.1: Roteiro metodológico deste trabalho.

5.2.CARACTERIZAÇÃO DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO DISTRITO FEDERAL

A caracterização do atual gerenciamento dos resíduos sólidos domiciliares (RSD) coletados no Distrito Federal (DF) foi realizada por meio de levantamento de dados secundários nos relatórios anuais do Serviço de Limpeza Urbana (SLU), além de coleta de dados primários de resíduos coletados e de destinação das circuitos de coleta, obtidos junto à autarquia.

Para estimativa da distância média de transporte entre o fim dos circuitos de coleta convencional nas RA e a sua unidade de gerenciamento correspondente, considerou-se que o ponto médio de

término de cada circuito de coleta localizava-se no centro de massa da RA. Por isso, foi necessário determinar a localização do centro de massa de cada RA e isso se deu por meio da Equação 1 e da Equação 2 a seguir e dos dados populacionais e geográficos dos setores censitários do Censo IBGE (2010).

$$X_{CM} = \frac{\sum_{k=1}^n m_k * X_k}{\sum_{k=1}^n m_k}$$

Equação 1

$$Y_{CM} = \frac{\sum_{k=1}^n m_k * Y_k}{\sum_{k=1}^n m_k}$$

Equação 2

Onde:

X_{CM} é a coordenada x (longitude) do centro de massa da RA;

m_k é a população do setor censitário k;

X_k é a coordenada x (longitude) do centro geométrico do setor censitário k;

Y_{CM} é a coordenada y (latitude) do centro de massa da RA;

Y_k é a coordenada y (latitude) do centro geométrico do setor censitário k;

5.3.AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA

A metodologia de ACV tem sido amplamente aplicada como uma ferramenta de suporte à decisão em cenários envolvendo uma serie de alternativas, sendo considerada como uma ferramenta capaz de caracterizar as contribuições ambientais com base na análise individual de cada componente (CONTRERAS et al., 2008). O método é dividido em 5 partes que delimitam o sistema, conforme a seção 4.2 deste trabalho: (i) definição dos objetivos; (ii) definição do escopo; (iii) análise do inventário de ciclo de vida; (iv) avaliação de impactos e (v) interpretação dos resultados (ISO, 2006a, 2006b).

Conforme estabelecido no capítulo 2, o objetivo da aplicação da ACV neste estudo foi a avaliação dos impactos de cada alternativa de gerenciamento de RSU proposta para o DF, visando à minimização desses impactos.

5.3.1. Definição do Escopo

5.3.1.1. Definição dos Cenários Alternativos

Estudos apontam que os atuais métodos de gerenciamento com base no aterramento de grande parte dos resíduos coletados têm efeitos negativos em termos ambientais, econômicos e sociais (CIMPAN; WENZEL, 2013; MENIKPURA et al., 2012). Ademais, estudos mostram que a recuperação energética e o tratamento de RSU apresentam maior eficiência em termos energéticos e ambientais que atuais sistemas de gerenciamento baseados apenas no aterramento (CIMPAN; WENZEL, 2013).

Nesse sentido, os cenários alternativos propostos devem ter por objetivo diminuir a quantidade de rejeitos encaminhados para a disposição final, por meio da produção de combustíveis derivados de resíduos (CDR) com vistas à diminuição de impactos no gerenciamento de RSD.

A formulação de cenários baseou-se na disponibilidade de instalação de uma planta de produção de CDR nas unidades operacionais do SLU/DF existentes, na distância das unidades operacionais até o local de utilização do CDR e na quantidade de RSD recebida em cada unidade, além da composição gravimétrica dos rejeitos utilizados como insumo para produção do CDR, visando obter maior potencial energético.

Por isso, as unidades operacionais escolhidas foram as usinas de tratamento mecânico-biológico (UTMB) da Asa Sul e do P Sul, por estas serem as unidades com maior quantidade de rejeitos encaminhados ao ASB, além de possuírem capacidade de instalação de uma planta de produção de CDR, além do fato de os rejeitos do TMB possuírem maior poder calorífico que os RSD coletados. Também foi considerada a produção de CDR no transbordo de Sobradinho, em função da grande quantidade de rejeitos recebidos nesta unidade, da proximidade com as cimenteiras e da distância desta unidade ao aterro sanitário, que implica em grandes emissões de GEE no transporte de rejeitos.

Assim, foram definidos quatro cenários alternativos de gerenciamento de RSD, além do atual cenário de gerenciamento. Um diagrama esquemático das alternativas é apresentado na Figura 5.2, em conjunto com a representação dos limites dos sistemas analisados e a descrição de cada processo é apresentada a seguir.

- Cenário 0: atual gerenciamento dos RSD do DF (cenário-base)

Refere-se a um recorte do atual cenário de gerenciamento dos RSU do DF, com enfoque no gerenciamento dos RSD. Compreende o transporte dos resíduos provenientes da coleta

convencional de RSD em cada RA até sua atual destinação (UTMB, unidades de transbordo ou aterro sanitário), bem como os processos relativos ao tratamento, à triagem, à transferência e ao aterramento realizados em cada unidade. Este foi o cenário-base das avaliações, de forma que os balanços de massa das demais alternativas foram realizados com base no fluxo de resíduos já existente.

- Cenário 1: aterramento direto dos RSU

Neste cenário, considerou-se a realidade da maioria dos municípios brasileiros, onde há a disposição final dos RSU diretamente nos aterros sanitários, sendo estes o único mecanismo de tratamento e estabilização. Considerou-se também que os caminhões responsáveis pela coleta convencional nas RA seguiriam o mesmo roteiro de transporte do cenário 0 e as atuais UTMB em operação foram consideradas como estações de transferência, de forma a evitar que caminhões compactadores, percorressem grandes distâncias.

- Cenário 2: produção de CDR na UTMB Asa Sul

Esta alternativa consiste na expansão do cenário atual com produção de CDR a partir dos rejeitos do TMB – que, no cenário atual são destinados ao ASB – realizado na UTMB localizada na Asa Sul, visando à utilização do combustível nos fornos rotativos de clínquer, que integram o processo de produção de cimento em uma cimenteira localizada na RA Fercal. Para produção de CDR considerou-se o método de secagem e trituração dos rejeitos do TMB, além da retirada de metais.

- Cenário 3: produção de CDR na UTMB P Sul

Cenário similar ao cenário 2, diferindo no local de produção do CDR, que passa a ser a UTMB localizada no setor P Sul, na RA Ceilândia.

- Cenário 4: produção de CDR na UTMB Asa Sul e na unidade de transbordo de Sobradinho

Refere-se a uma expansão do cenário 2, onde considerou-se a produção de CDR em duas unidades de gerenciamento: na UTMB da Asa Sul, a partir dos rejeitos do TMB e na unidade de transbordo de Sobradinho, a partir dos resíduos provenientes da coleta convencional das RA Planaltina, Sobradinho, Sobradinho II, Itapoã, Fercal, São Sebastião e Paranoá.

5.3.1.2. Definição da Unidade Funcional

A unidade funcional foi definida como a quantidade em "toneladas de resíduos sólidos domiciliares (RSD) tratada" (/tonelada).

5.3.1.3. Limites do Sistema

Em geral, os estudos que utilizam da ACV realizam a avaliação do “berço ao túmulo”, analisando desde a concepção do produto até a sua disposição final, de forma que o escopo, os limites e o nível de detalhamento variam de acordo com o assunto e os objetivos em questão. Neste trabalho, utilizou-se de uma abordagem definida por Ribeiro (2017) como “do portão ao túmulo”, analisando desde a entrada do resíduo no sistema de tratamento (após o fim da coleta) até sua disposição final.

Não foram consideradas as etapas de produção de equipamentos e de insumos, entretanto, quando houve substituição de algum material por um subproduto ou coproduto do sistema e isso implicou na redução de emissões (“emissões evitadas”), seus respectivos valores foram computados como negativos.

As entradas consideradas neste estudo são a quantidade de RSD gerenciado em cada uma das etapas de gerenciamento e o consumo de energia na forma de eletricidade e combustíveis fósseis (diesel) na operação das usinas, dos transbordos e do aterro sanitário, em conjunto com a demanda de combustível para o transporte dos RSD.

Quanto às saídas, foram consideradas as emissões de poluentes em escala global e a recuperação de materiais para reinserção no ciclo produtivo, em termos de diminuição da extração de recursos naturais abióticos por meio da triagem nas UTMB e posterior comercialização, além da substituição de combustíveis fósseis nos fornos de cimenteira pelo CDR produzido. A Figura 5.2 ilustra os cenários definidos e os limites dos sistemas analisados.

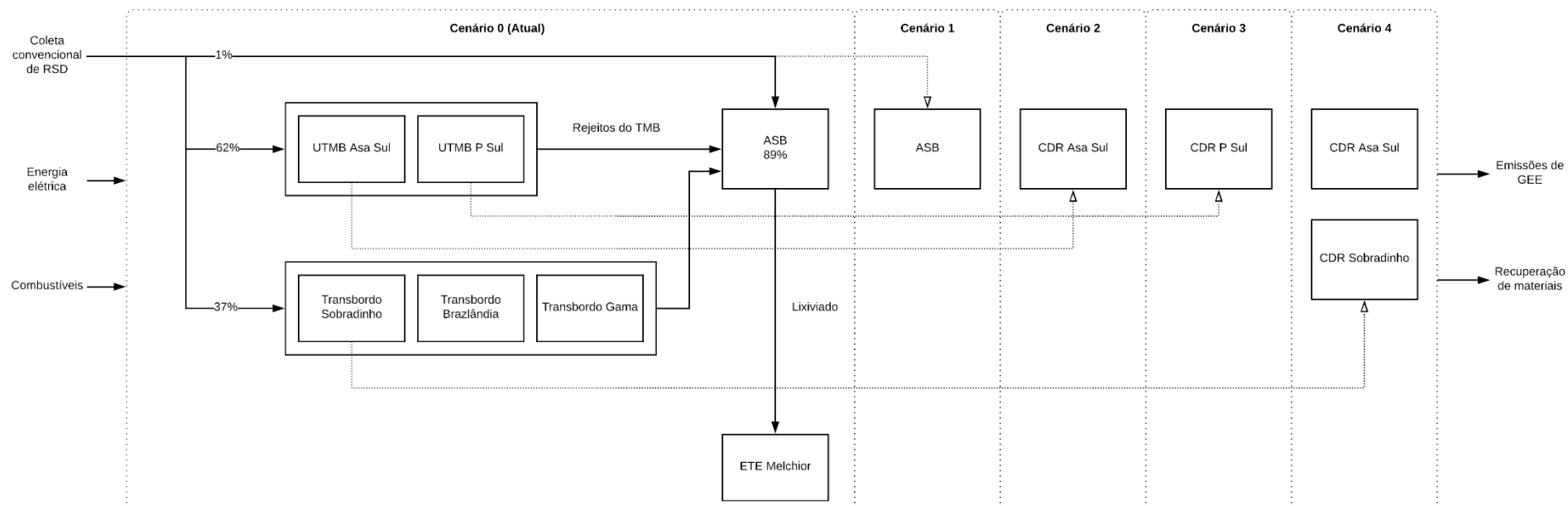


Figura 5.2: Cenários propostos e limites dos sistemas avaliados.

5.3.2. Construção do Inventário de Ciclo de Vida

Uma vez que este estudo teve como objetivo avaliar futuros cenários de gerenciamento, não foi possível medir diretamente as emissões, por isso, para construção do inventário buscou-se utilizar fatores de emissão e de consumo energético (eletricidade e combustível fóssil) que retratassem com a maior fidelidade possível a realidade do gerenciamento de RS no Distrito Federal. Os fatores utilizados foram obtidos com base em estudos semelhantes e bases de dados globais e locais existentes. A Tabela 5.3 apresenta a relação de todos os fatores utilizados para a construção do Inventário de Ciclo de Vida (ICV).

A construção do inventário se deu a partir da análise de cada etapa do gerenciamento dos RSD coletados no DF, desde seu transporte até a disposição final, contemplando os processos de tratamento realizados em cada unidade componente do sistema de gerenciamento integrado de gerenciamento de resíduos sólidos do DF.

Como não foi possível realizar diretamente as medidas de emissões de poluentes nas etapas do gerenciamento avaliadas e, mesmo tendo utilizado estudos semelhantes, de locais com características semelhantes às do Distrito Federal, a metodologia aplicada neste estudo possui incertezas.

5.3.2.1. Consumo de Combustíveis Fósseis – Diesel

Na construção do ICV foram realizadas estimativas de consumo de combustíveis fósseis em todas as etapas do gerenciamento, desde o transporte dos RSD coletados até a disposição final.

Para as estimativas de consumo de combustível no transporte dos RSD da coleta convencional do DF, considerou-se que o transporte é dividido em três etapas: (1) o transporte desde o fim dos circuitos de coleta – que tem como ponto de início o centro de massa da RA – até a unidade de transbordo ou tratamento (conforme Tabela 6.4 e Figura 6.3), (2) da unidade de destino até o aterro sanitário e (3) o transporte dos subprodutos gerados nas unidades de gerenciamento, tais como CDR e composto cru³, até a unidade de processamento destes subprodutos, caso haja. Essa segregação do transporte dos resíduos foi feita devido às diferenças nas características dos

³ No caso da UTMB Asa Sul, que não tem pátio para produção de composto orgânico e precisa destinar o pré-composto produzido para o pátio da UTMB P Sul.

caminhões utilizados em cada trecho, que implicam em fatores de consumo de combustível diferentes (MERRILD; LARSEN; CHRISTENSEN, 2012).

Os caminhões utilizados para o trecho 1 do transporte são caminhões compactadores, com capacidade de 19 m³, enquanto os utilizados nos trechos 2 e 3 são carretas de maior porte (27 m³) e que possuem menor consumo de combustível, por não realizarem compactação dos resíduos.

Também se assumiu que o consumo de combustíveis é função da distância percorrida pelo caminhão e da massa de resíduos e/ou rejeitos transportada. Dessa forma, a estimativa de consumo energético na forma de diesel no transporte de RSD foi estimada conforma a Equação 3.

$$C_{transporte} = (1 + \alpha) * \left(f_1 * \sum_{trecho\ 1} P_i * D_{ij} + f_2 * \left(\sum_{trecho\ 2} P_j * D_j + \sum_{trecho\ 3} S_j * D_k \right) \right)$$

Equação 3

Onde:

$C_{transporte}$ é o consumo total de diesel no transporte (L/ano);

α é o fator de proporcionalidade do consumo de combustível no trajeto de volta, com o caminhão vazio, considerado igual a 0,5;

f_1 é o fator de consumo de combustível do caminhão compactador (L/t.km) – Tabela 5.3;

f_2 é o fator de consumo de combustível da carreta de grande porte (L/t.km) – Tabela 5.3;

P_i é o total de RSD coletados na i-ésima RA (t/ano) – vide Tabela 6.3;

D_{ij} é a distância entre a RA i e a unidade de destino j (km) – vide Tabela 6.5;

P_j é a soma das saídas de RSD e rejeitos transportados para o ASB a partir da j-ésima unidade de gerenciamento(t/ano);

D_j é a distância entre a j-ésima unidade gerenciamento até o aterro sanitário (km) – vide Tabela 6.5

S_j é a quantidade de subprodutos produzidos na j-ésima unidade de gerenciamento (t/ano);

D_k é a distância entre a j-ésima unidade de gerenciamento, onde há produção do subproduto, e o local de destinação do subproduto (km).

Cabe ressaltar que para a coleta convencional proveniente da RA Samambaia, somente o trecho 1 do transporte é considerado e, na Equação 3 o valor de f_2 é igual a zero, uma vez que os resíduos coletados nessa RA são encaminhados diretamente ao aterro sanitário, sem passar por unidades de tratamento ou transbordo, em função da proximidade do centro urbano dessa região

em relação ao ASB e grande distância em relação a outras unidades de tratamento (SLU, 2018a).

Além disso, para a estimativa das saídas das unidades de transbordo, foi definido que não há triagem por meio de catadores de materiais recicláveis nestas estações, para fins de simplificação da análise. Dessa forma, a quantidade de resíduos que saem destas unidades é igual à quantidade de entrada, para os cenários em que não há produção de CDR em unidades de transbordo.

Também foi avaliado o consumo de diesel nas operações de transferência, tratamento e disposição final dos rejeitos. A Equação 4 apresenta a expressão utilizada para essa estimativa.

$$C_{\text{operação}} = \sum_{\text{unidades}} f_j * P_t$$

Equação 4

Onde:

$C_{\text{operação}}$ é o consumo total de diesel nas operações das unidades de gerenciamento em cada cenário (L/ano);

f_j é o fator de consumo de combustível específico de cada unidade (L/t) – Tabela 5.3 ;

P_t é a quantidade de resíduos gerenciada em cada unidade (t/ano);

Assim, a partir dos resultados das estimações de consumo de diesel no transporte e na operação das unidades de gerenciamento é possível estimar o consumo total de combustível fóssil em cada cenário. A expressão utilizada para isso é mostrada na Equação 5.

$$C_{\text{total}} = C_{\text{transporte}} + C_{\text{operação}}$$

Equação 5

Onde:

C_{total} é o consumo total de diesel em cada cenário (L/ano);

$C_{\text{transporte}}$ é o consumo de diesel no transporte de RSD e rejeitos (L/ano) –Equação 3;

$C_{\text{operação}}$ é o consumo de diesel na operação das unidades de gerenciamento (L/ano) –Equação 4;

5.3.2.2. Consumo de Eletricidade

Assim como as entradas de energia no sistema na forma de combustíveis fósseis, as entradas de energia na forma de eletricidade foram estimadas para cada unidade de gerenciamento, além do consumo de energia elétrica no tratamento do lixiviado produzido no aterro sanitário

realizado na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Melchior. A Equação 6 foi utilizada para estimativa do consumo total de energia elétrica em cada cenário de gerenciamento proposto.

$$C_{eletricidade} = \sum_{unidades} f_{ce} * P_t$$

Equação 6

Onde:

$C_{eletricidade}$ é o consumo total de energia elétrica em cada cenário de gerenciamento (kWh/ano);

f_{ce} é o consumo específico de eletricidade em cada unidade avaliada (kWh/t)⁴;

P_t é o quantitativo de resíduos gerenciados na unidade (t/ano)⁵.

5.3.2.3. Emissões de Poluentes Atmosféricos

A emissão de poluentes atmosféricos foi avaliada em função (i) da produção de energia elétrica para o Sistema Interligado Nacional (SIN), (ii) da queima de diesel nos motores dos veículos de transporte e de operação das unidades de transbordo, tratamento e disposição final, (iii) da produção de metano por meio da degradação da matéria orgânica disposta no aterro sanitário, (iv) do tratamento do lixiviado na ETE e (v) da substituição do coque de petróleo por CDR nos fornos da cimenteira.

Não foram avaliadas diretamente as emissões de poluentes decorrentes do processo de produção do diesel, nem da queima dos combustíveis no forno da cimenteira. Mas, como definido como fronteiras do sistema (seção 5.3.1.3), foram estimadas as emissões evitadas de poluentes com a substituição de coque de petróleo – combustível já utilizado nos fornos – pelo CDR. Dessa forma, a abordagem adotada neste estudo assumiu que a poluição atmosférica causada pela queima de combustíveis no forno do processo produtivo de cimento está fora dos limites de análise, entretanto, a redução das emissões em função da utilização de combustíveis não-fósseis, o CDR nos cenários 2, 3 e 4, está incluída nas fronteiras da avaliação.

A estimação das quantidades de gases de efeito estufa (GEE), expressos em quantidade de dióxido de carbono (CO₂) equivalente, liberados para a atmosfera por meio da produção de energia elétrica foi realizada com base no fator de emissão obtido pelo método da análise de despacho do Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC) do

⁴ Para o consumo de eletricidade na ETE, a unidade do f_{ce} é kWh/m³ de lixiviado.

⁵ Para a ETE, o P_t se refere ao volume total de lixiviado produzido (m³/ano).

Governo Federal (BRASIL, 2017) e dos resultados obtidos com a Equação 6, segundo a Equação 7.

$$E_e = e * C_{eletricidade}$$

Equação 7

Onde:

E_e é a emissão de CO₂ devido à produção de energia elétrica para o SIN (kg/ano);

e é o fator de emissão específico da produção de energia elétrica (kg/kWh);

$C_{eletricidade}$ é o consumo total de energia elétrica em cada cenário avaliado (kWh/ano).

Para estimar as emissões de poluentes em função da queima de diesel nos motores dos veículos de transporte e ferramentas de operação, foi utilizada a Equação 8. A avaliação da liberação de GEE para a atmosfera por meio da combustão combustível fóssil em motores do ciclo diesel utilizados se deu em termos de três gases: dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (NO₂).

$$E_i = \beta_i * C_{total}$$

Equação 8

Onde:

E_i é a emissão do poluente i (kg/ano);

β_i é o fator de emissão específica do poluente i (kg/L de diesel) – Tabela 5.3;

C_{total} é o consumo total de diesel em cada cenário (L/ano).

Para avaliação das emissões de biogás no aterro, o modelo de predição de Primeira Ordem de Decaimento (IPCC, 2006) foi aplicado com a finalidade de fornecer valores conservadores de geração e também permitir a inclusão de variáveis adicionais características da área de estudo, como quantidade e composição de RSD aterrados, taxas de precipitação e temperatura. O modelo é baseado na equação de decaimento de primeira ordem (Equação 9), a qual estima as emissões anuais durante um período de tempo específico.

$$Emissões_{CH_4} = \varphi \times (1-f) \times GWP_{CH_4} \times (1-OX) \times \frac{16}{12} \times F \times COD_f \times FCM \times \sum_{x=1}^y \sum_j W_{x,j} \times COD_j \times e^{-k(y-x)} \times (1-e^{-kj})$$

Equação 9

Onde (i) “ φ ” corresponde a um fator de correção para contabilizar as incertezas do modelo (0.9); (ii) “ f ” à fração de CH₄ capturada e queimada, “GWP” ao potencial de aquecimento

global do CH₄; (iii) “OX” representa o fator de oxidação; (iv) “F” equivale à fração em volume de CH₄ no biogás, enquanto (v) “FCM” representa o potencial de produção de CH₄. A variável “CODf” indica a fração de carbono que é disponível para a decomposição bioquímica de RSD, estimada assumindo uma temperatura média padrão de 35°C na região anaeróbia do aterro sanitário (IPCC, 2006) e “CODj” corresponde à fração biodegradável de carbono por categoria dos resíduos sólidos (j) – kg de Carbono em kg de RSD.

Para análise da fração biodegradável dos rejeitos encaminhados à disposição final no ASB, necessária para estimar a contribuição do aterramento nas emissões de metano para a atmosfera, foi necessário avaliar as mudanças na composição gravimétrica em função da mistura entre RSD encaminhados diretamente ao aterro e rejeitos dos processos de tratamento em cada cenário avaliado.

A composição gravimétrica considerada para os RSD encaminhados diretamente ao aterro e provenientes das unidades de transbordo (com exceção do cenário 4 que considera a produção de CDR no transbordo de Sobradinho) é a mesma do estudo realizado pelo SLU em parceria com a ADASA (SLU, 2016), apresentada na Tabela 6.6.

Para os rejeitos do tratamento mecânico-biológico (TMB), utilizados como insumos para produção de CDR nos cenários 2, 3 e 4 e aterrados no cenário atual, considerou-se a composição gravimétrica apresentada na Tabela 5.1.

Tabela 5.1: Composição gravimétrica considerada para os rejeitos do TMB.
Fonte: adaptado de SLU (2018b).

Fração dos RSD	% Média
Orgânico	37,99
Papel	17,18
Plástico	22,73
Metal	0,98
Vidro	6,21
Outro (isopor, pano, fraldas, etc.)	14,91

A composição dos rejeitos considerada é proveniente de ensaios de gravimetria realizados pelo SLU com os rejeitos da instalação de recuperação de resíduos do P Sul. Mesmo que esta instalação receba os resíduos provenientes da coleta seletiva, essa composição foi adotada partindo da suposição que se assemelha aos rejeitos do TMB. Essa suposição baseia-se no índice de matéria orgânica e rejeitos da coleta seletiva encaminhada para essa IRR, próximo do índice da coleta convencional, apresentando cerca de 38% de orgânicos e 42% de rejeitos (FUJIWARA et al., 2018; SLU, 2016).

Quanto ao lixiviado produzido no ASB por meio da degradação da matéria orgânica aterrada, o mesmo é encaminhado para a ETE Melchior, onde é misturado com as águas residuárias urbanas provenientes das RA Taguatinga, Ceilândia, Águas Claras e Samambaia e tratado por meio de processo anaeróbico em um reator anaeróbico de fluxo ascendente (RAFA) seguido pela degradação em um reator aeróbico (CAESB, 2018).

Nesse sentido a contribuição de emissões de metano na ETE Melchior foi realizada conforme fator específico de emissão estimado por Parravicini, Svardal e Krampe (2016) e segundo a Equação 10.

$$E_{ETE} = e_{ETE} * V_{lix}$$

Equação 10

Onde:

E_{ETE} é a emissão de metano na ETE Melchior em função do tratamento do lixiviado (kg/ano);
 e_{ETE} é o fator de emissão específica de metano na ETE (kg/L de diesm^3 de lixiviado) – Tabela 5.3;

V_{lix} é o volume total de lixiviado encaminhado para tratamento (m^3/ano).

Acerca das emissões decorrentes da queima de combustíveis fósseis nos fornos de cimenteira evitadas pela substituição do coque por CDR nos cenários propostos, foi necessário estimar a composição gravimétrica dos rejeitos utilizados como insumo na produção de CDR, com vistas a estimar o seu poder calorífico inferior (PCI) em cada cenário avaliado. Para os cenários 2 e 3, que tratam da produção de CDR a partir dos rejeitos do tratamento mecânico-biológico nas usinas da Asa Sul e P Sul, respectivamente, a composição considerada para os rejeitos foi a que consta na Tabela 5.1. Já no cenário 4, foram utilizadas duas composições diferentes, sendo que para o transbordo de Sobradinho, onde a foi utilizada a composição média dos RSD da coleta convencional, segundo a Tabela 6.6 e para a UTMB Asa Sul foi utilizada a mesma composição dos cenários 2 e 3.

A partir das estimativas de PCI do CDR, da quantidade de combustível produzida em cada cenário e do PCI do coque, foi possível calcular a quantidade de combustível fóssil substituída e, daí estimada a diminuição nas emissões de GEE. A Tabela 5.2 apresenta a variação do PCI em cada cenário avaliado, em função da composição gravimétrica e a Equação 11 apresenta a expressão utilizada para calcular a diminuição nas emissões por meio da substituição do coque.

Tabela 5.2: Composição gravimétrica dos insumos para produção de CDR e PCI resultante.

Fonte: adaptado de Soares (2011) e SLU (2016, 2018b).

Fração de RS	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	PCI (Kcal/kg)
Restos de alimentos	37,99%	37,99%	35,22%	1300,0
Papel	17,18%	17,18%	5,93%	3780,0
Papelão	0,00%	0,00%	3,73%	3780,0
Madeira	0,00%	0,00%	0,38%	2053,0
Restos de poda e jardinagem	0,00%	0,00%	1,87%	2053,0
Plástico	22,73%	22,73%	13,79%	7830,0
Alumínio	0,00%	0,00%	0,39%	- ⁶
Metais	0,98%	0,98%	0,89%	- ⁸
Vidro	6,21%	6,21%	2,83%	48,0
Têxteis	0,00%	0,00%	2,04%	4170,0
Rejeitos	14,91%	14,91%	31,72%	-
Embalagens longa vida	0,00%	0,00%	0,72%	3780,0
Isopor	0,00%	0,00%	0,44%	9170,0
PCI total (kcal/kg)	3.235,40	3.235,40	2.760,97	

$$E_s = r * Q_{CDR} * \left(\frac{PCI_{CDR}}{PCI_{coque}} \right)$$

Equação 11

Onde:

E_s são as emissões de CO₂ evitadas pela substituição do coque por CDR (kg CO₂/ano);r é o fator de redução específico de emissões (kg CO₂/kg CDR) – Tabela 5.3;Q_{CDR} é a quantidade de CDR utilizada nos fornos (kg/ano);PCI_{CDR} é o poder calorífico inferior do CDR (kcal/kg);PCI_{coque} é o poder calorífico inferior do coque, igual a 6.800 kcal/kg (SOARES, 2011);

5.3.3. Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida

A avaliação de impactos do ciclo de vida (AICV) foi realizada segundo a metodologia recomendada no CML 2000 (GUINÉE et al, 2001), avaliando as categorias de impacto mudança climática global (aquecimento global) e depleção de recursos abióticos, a fim de atingir os objetivos definidos no capítulo 2 deste trabalho.

A categoria de impactos de aquecimento global refere-se ao aumento da temperatura no planeta causado pelo aumento na concentração de GEE na atmosfera, que refletem a radiação de ondas longas emitidas pela superfície da Terra, o causando o chamado efeito estufa, que tem por

⁶ Não foram considerados os metais para a produção de CDR. Nos cenários propostos, a quantidade de metais presente nos rejeitos do TMB foi considerada como material reciclável e a recuperação desse material foi avaliada na AICV.

consequência o aumento da temperatura da baixa atmosfera. O resultado das emissões de GEE em termos de aquecimento global deve ser expresso em quilogramas de dióxido de carbono equivalente (kg CO₂-eq) e os fatores de conversão dos outros gases, como metano e óxido nitroso são definidos em relação ao potencial de aquecimento global (*Global Warming Potential – GWP*) em um horizonte de tempo determinado (IPCC, 2006; LEME, 2010).

Neste trabalho foi utilizado o GWP100, referente ao potencial de aquecimento global em um horizonte de tempo de 100 anos e os fatores de conversão dos GEE analisados para a unidade padrão de análise (kg CO₂-eq) constam na Tabela 5.3.

A depleção de recursos abióticos está relacionada com a extração de recursos minerais e combustíveis fósseis pelas entradas do sistema. Segundo Leme (2010), o conceito de depleção se refere à concepção de que as reservas de um determinado recurso são esgotadas pelas atividades antropogênicas, de modo que, a longo prazo o recurso não poderá mais servir como recurso. Os resultados dos impactos na categoria de depleção de recursos abióticos devem ser expressos em quilogramas de antimônio equivalente (kg Sb-eq), com base na concentração de reservas e no uso do recurso (GUINÉE et al, 2001).

A AICV na categoria de depleção de recursos abióticos foi conduzida neste estudo com base na redução da extração de recursos para fabricação de produtos, em função da reciclagem do material triado nas UTMB e dos metais presentes no insumo do CDR e na redução de extração de combustíveis fósseis a partir da substituição do coque por CDR na cimenteira analisada.

A comparação matemática entre os cenários de gerenciamento foi realizada através da normalização dos impactos de cada alternativa e soma dos indicadores obtidos. A normalização foi realizada de acordo com a Equação 12.

$$I_n = \frac{I}{V_r}$$

Equação 12

Onde:

I_n é o indicador normalizado;

I é o indicador da categoria de impacto (kg de substância equivalente/ano);

V_r é o valor de referência global da categoria de impacto (kg de substância/ano) (GUINÉE, 2001).

5.4.VIDA ÚTIL DO ATERRO SANITÁRIO

A avaliação dos impactos de cada alternativa de gerenciamento proposta na vida útil do aterro sanitário foi realizada com base na capacidade de projeto do aterro (Tabela 6.2) e na quantidade de rejeitos encaminhada para a disposição final em cada cenário, considerando os desvios de resíduos em cada processo analisado. Além disso, foi realizada uma estimativa do crescimento populacional no DF para os próximos anos, segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a fim de aferir o aumento no quantitativo de RSD que dão entrada em cada sistema.

A estimativa de crescimento populacional se deu de acordo com dados de projeção populacional do DF até 2030, segundo o IBGE (2016) e conforme Equação 13.

$$Pop_{k+1} = Pop_k * \left[1 + \left(\frac{Pop_f - Pop_i}{f - i} \right) \right]$$

Equação 13

Onde:

Pop_{k+1} é a população no ano k+1;

Pop_k é a população no ano k;

Pop_f é a população em 2030, último ano de estimativa do IBGE;

Pop_i é a população no ano inicial de análise (2017);

f é o último ano da estimativa do IBGE (2030);

i é o primeiro ano da análise (2017).

A Figura 5.3 apresenta a estimativa de crescimento populacional realizada.

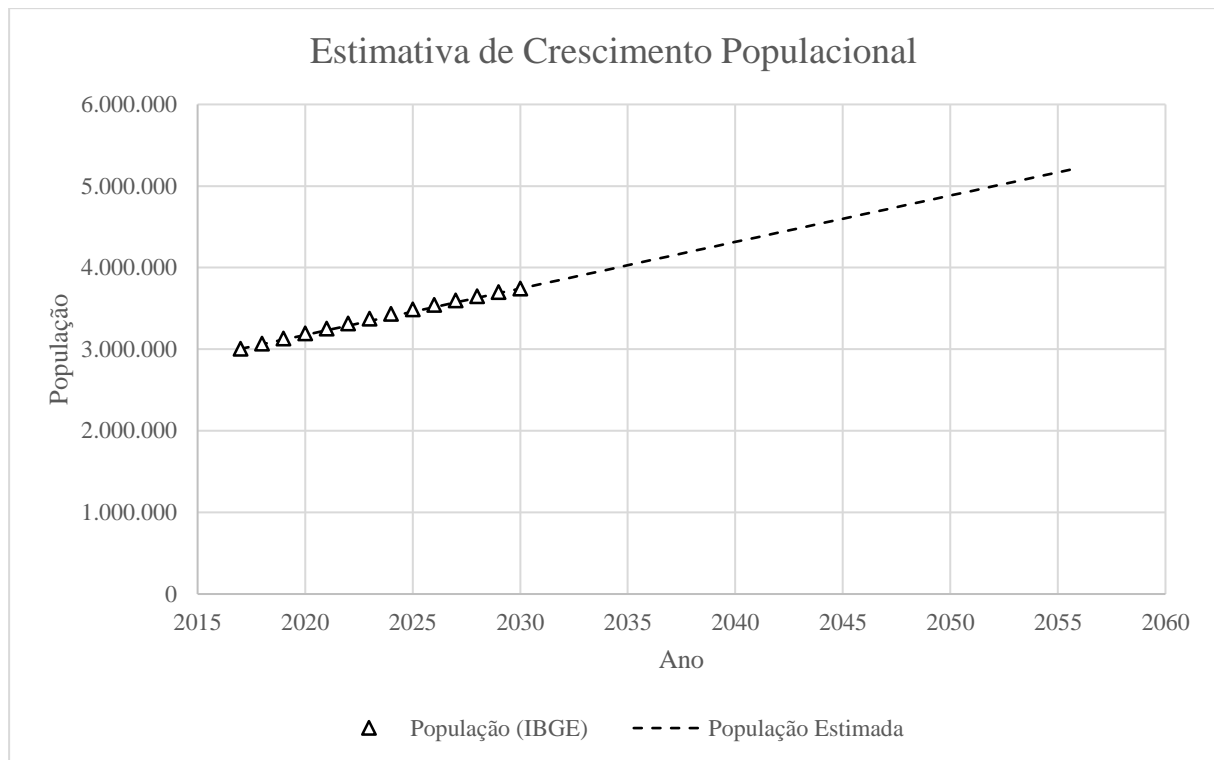


Figura 5.3: Estimativa de crescimento populacional utilizada para projeção da geração de RSD nos próximos anos.

A partir da estimativa de crescimento populacional e conhecidas as capacidades de desvio nos sistemas propostos, foram calculadas as quantidades de rejeitos encaminhados ao aterramento para cada cenário futuro, ano a ano, considerando que a geração per capita de resíduos, o índice de abrangência dos serviços de coleta e a capacidade de cada sistema não seriam alterados nos próximos anos. A partir dessas considerações, foi calculada a quantidade aterrada em cada ano, de acordo com a Equação 14.

$$A_{i+1} = A_i * \left[1 + \left(\frac{Pop_{i+1} - Pop_i}{Pop_i} \right) \right] - D$$

Equação 14

Onde:

A_{i+1} é a quantidade destinada para aterramento no ano $i+1$ (t);

A_i é a quantidade destinada para aterramento no ano anterior (t);

Pop_{i+1} é a população no ano $i+1$;

Pop_i é a população no ano anterior;

D é a capacidade de desvio de resíduos do aterro.

A capacidade remanescente do ASB foi calculada conforme a Equação 15 e, quando esta capacidade passa a ser menor que zero, implica que a vida útil do aterro foi esgotada. O resultado dessa avaliação foi expresso em anos de vida útil do ASB.

$$R_i = R_0, \text{ se } i = 1$$
$$R_i = R_{i-1} - A_i, \text{ para } i \geq 2$$

Equação 15

Onde:

R_i é a capacidade remanescente de aterramento no ano i (t);

R_0 é a capacidade de projeto do ASB (t);

A_i é a quantidade de rejeitos destinada ao aterramento no ano i (t).

Tabela 5.3: Fatores de consumo energético e de emissões utilizados na construção do ICV.

	Unidade	Valor	Fonte
Transporte			
Fator de consumo de diesel – caminhão compactador	L/t.km	0,15	(MERRILD; LARSEN; CHRISTENSEN, 2012)
Fator de consumo de diesel – carreta (27 m³)	L/t.km	0,03	(MERRILD; LARSEN; CHRISTENSEN, 2012)
Estações de transbordo			
Consumo de eletricidade	kWh/t	1,0	(MERRILD; LARSEN; CHRISTENSEN, 2012)
Consumo de diesel	L/t	0,4	(MERRILD; LARSEN; CHRISTENSEN, 2012)
UTMB			
Consumo de eletricidade	kWh/t	25	(MERRILD; LARSEN; CHRISTENSEN, 2012)
Consumo de diesel	L/t	3,4	(MERRILD; LARSEN; CHRISTENSEN, 2012)
Produção de CDR			
Consumo de eletricidade no processamento	kWh/t	55,6	(RAHMAN et al., 2015)
Consumo de eletricidade para secagem	MJ/t	400	(RAHMAN et al., 2015)
Consumo de diesel	L/t.km	3,4	(MERRILD; LARSEN; CHRISTENSEN, 2012)
Redução nas emissões de CO ₂ na substituição do coque	kg CO ₂ /kg CDR	1,61	(RAHMAN et al., 2015)
Aterro sanitário			
Consumo de eletricidade	kWh/t	0,618	(LEME, 2010)
Consumo de diesel	L/t	0,293	(LEME, 2010)
Produção de lixiviado	m³/ano	228,99	(SLU, 2018c)
DBO ₅ do lixiviado	kg/m³	12,6	(SLU, 2018c)
ETE			
Consumo de eletricidade	kWh/m³	15	
Emissões de CH ₄ para a atmosfera	g CH ₄ /kg DBO ₅	4,022	(PARRAVICINI; SVARDAL; KRAMPE, 2016)
Energia			
<i>Eletricidade</i>			
Emissões de CO ₂ na geração de eletricidade	kg CO ₂ /kWh	0,5882	(BRASIL, 2017)
<i>Queima de diesel</i>			
Emissões de CO ₂	kg/L	2,86	(BRASIL, 2011)
Emissões de CH ₄	kg/L	2,09	(BRASIL, 2011)
Emissões de N ₂ O	g/L	0,105	(BRASIL, 2011)
Fatores de equivalência (mudanças climáticas – GWP100)			
CO ₂ para CO ₂ -eq	kg/kg	1	(IPCC, 2014)
CH ₄ para CO ₂ -eq	kg/kg	28	(IPCC, 2014)
N ₂ O para CO ₂ -eq	kg/kg	265	(IPCC, 2014)
Fatores de equivalência (depleção de materiais)			
<i>Reciclagem</i>			
Papel	kg SB-eq/Mg	-3,08	(PIKON, 2012)
Papelão	kg SB-eq/Mg	-0,432	(PIKON, 2012)
Alumínio	kg SB-eq/Mg	-23,6	(PIKON, 2012)
Metais	kg SB-eq/Mg	-9,54	(PIKON, 2012)
Plásticos	kg SB-eq/Mg	-12,6	(PIKON, 2012)
<i>CDR</i>			
Substituição do coque	kg SB-eq/kg	-0,255	(CHEN et al., 2010)

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1. CARACTERIZAÇÃO DO CENÁRIO ATUAL

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2017), a população estimada do DF no ano de 2017 era de 3.039.444 habitantes. No mesmo ano, foram coletadas pelo SLU/DF, órgão responsável pelos serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos urbanos (LUMRSU) e pelo gerenciamento dos resíduos sólidos (RS) do Distrito Federal (DF), 810.339 t de resíduos sólidos domiciliares (RSD) e resíduos de varrição (SLU, 2017).

Desde a década de 1960, o gerenciamento de RSU do DF foi caracterizado, principalmente pela disposição final realizada no segundo maior lixão a céu aberto em operação do mundo, o antigo Lixão da Estrutural. O Aterro Controlado do Jóquei (ACJ), como também é conhecido o antigo lixão possui área de aproximadamente 200 ha, limítrofe ao Parque Nacional de Brasília (SLU, 2017).

Em janeiro de 2017 foi inaugurado o primeiro aterro sanitário da capital federal, o Aterro Sanitário de Brasília (ASB), com área de disposição final de rejeitos igual a 32 ha e capacidade de atendimento de toda a população durante os 13 anos de vida útil previstos em seu projeto (SLU, 2017).

Um ano após a inauguração do ASB, em janeiro de 2018 foram encerradas as atividades de disposição final de RSD no ACJ, permitindo apenas a disposição de resíduos de construção civil (RCC) mediante pagamento de uma taxa (ISWA, 2018; SLU, 2017).

Observa-se que, no DF são geradas diariamente 8.822 t de RSU, dos quais 2.649 t correspondem à coleta convencional e 97 t à coleta seletiva. Os resíduos da coleta convencional são divididos entre as estações de transbordo existentes na Asa Sul e nas regiões administrativas (RA) Sobradinho, Gama e Brazlândia e as usinas de tratamento mecânico-biológico (UTMB) de Ceilândia (PSul) e da Asa Sul.

A UTMB da Asa sul processa diariamente 169 t de resíduos das RA Brazlândia, Candangolândia, Cruzeiro, Guará, Lago Norte, Lago Sul, Núcleo Bandeirante, Octogonal, Park Way, Plano Piloto, São Sebastião, SIA e Sudoeste em proporções variadas. A usina opera com biodigestores de tecnologia *Dano*, que consiste em um sistema dinâmico, e dispõe das seguintes etapas: fosso de recepção, triagem manual, separação eletromagnética, bioestabilização, peneiramento e cura (opcional) do material. O bioestabilizador é utilizado para encaminhar o material de uma extremidade a outra, enquanto realiza movimentos rotatórios em torno do seu

próprio eixo. Durante esse trajeto, os resíduos sofrem a ação de micro-organismos que iniciam a degradação do material. O material resultante dessa decomposição é o chamado composto cru, que é então encaminhado para a UTMB de Ceilândia para realização do processo de compostagem em leiras. Esse processo não é realizado na própria usina da Asa Sul em decorrência das limitações físicas da instalação, que não permitem a existência de pátios para compostagem (SILVA, 2017; SLU, 2017).

A usina localizada no Setor P Sul opera com duas peneiras rotativas, separação manual por catadores, eletroímã para separação de metais, separador balístico e mesa vibratória e etapas de produção de composto. Essa UTMB recebe diariamente 575 t de resíduos provenientes, majoritariamente, da coleta convencional realizada nas RA Ceilândia e Taguatinga, duas das mais populosas do DF (CODEPLAN, 2015; SILVA, 2017; SLU, 2017).

Em busca da avaliação do manejo de RSU do DF, foram estabelecidos pelo SLU/DF dois indicadores de desempenho dos serviços: a taxa de recuperação dos RS coletados (TRRSC) e a taxa de disposição final em aterro sanitário (TDFAS). A Tabela 6.1 apresenta os valores registrados no ano de 2017, assim como os valores desejados, estabelecidos pelo Plano Plurianual (PPA) – 2016/2019 (SLU, 2017).

Tabela 6.1: Indicadores de desempenho do manejo de RSU do DF.

Denominação do Indicador	Unidade de Medida	Índice mais Recente⁷	Desejado (2016/2019)			
			1º Ano	2º Ano	3º Ano	4º Ano
TRRSC	%	10,72	9,00	11,00	13,00	15,00
TDFAS	%	31,00	80,00	100,00	100,00	100,00

Fonte: SLU (2017).

Destaca-se que o indicador TDFAS a princípio busca avaliar a quantidade de RSU dispostos de maneira ambientalmente adequada no ASB, tendo em vista o modelo de disposição final anterior, no ACJ. Por este motivo, as metas do PPA são crescentes e ainda não objetivam a redução da disposição final sem tratamento.

A última apuração dos índices foi realizada em dezembro de 2017, que corresponde ao terceiro ano do PPA. Nesse sentido, observa-se que a TRRSC aproxima-se do desejado para o período da última apuração, enquanto a TDFAS ainda não tinha atingido a meta no período. Entretanto, com o encerramento das atividades do ACJ, atualmente, o ASB é a única unidade de disposição

⁷ Apurado em 31 de dezembro de 2017.

final e operação. Assim, a totalidade dos RS coletados pelo SLU/DF é disposta em aterro sanitário, atingindo a TDFAS desejada pelo PPA (ISWA, 2018; SLU, 2017).

A Figura 6.1 apresenta o fluxo de RS do DF do ano de 2017, antes do encerramento do ACJ e a Figura 6.2 apresenta a localização das UTMB em operação no DF, além das unidades de disposição final de RSU – o ASB e o ACJ.

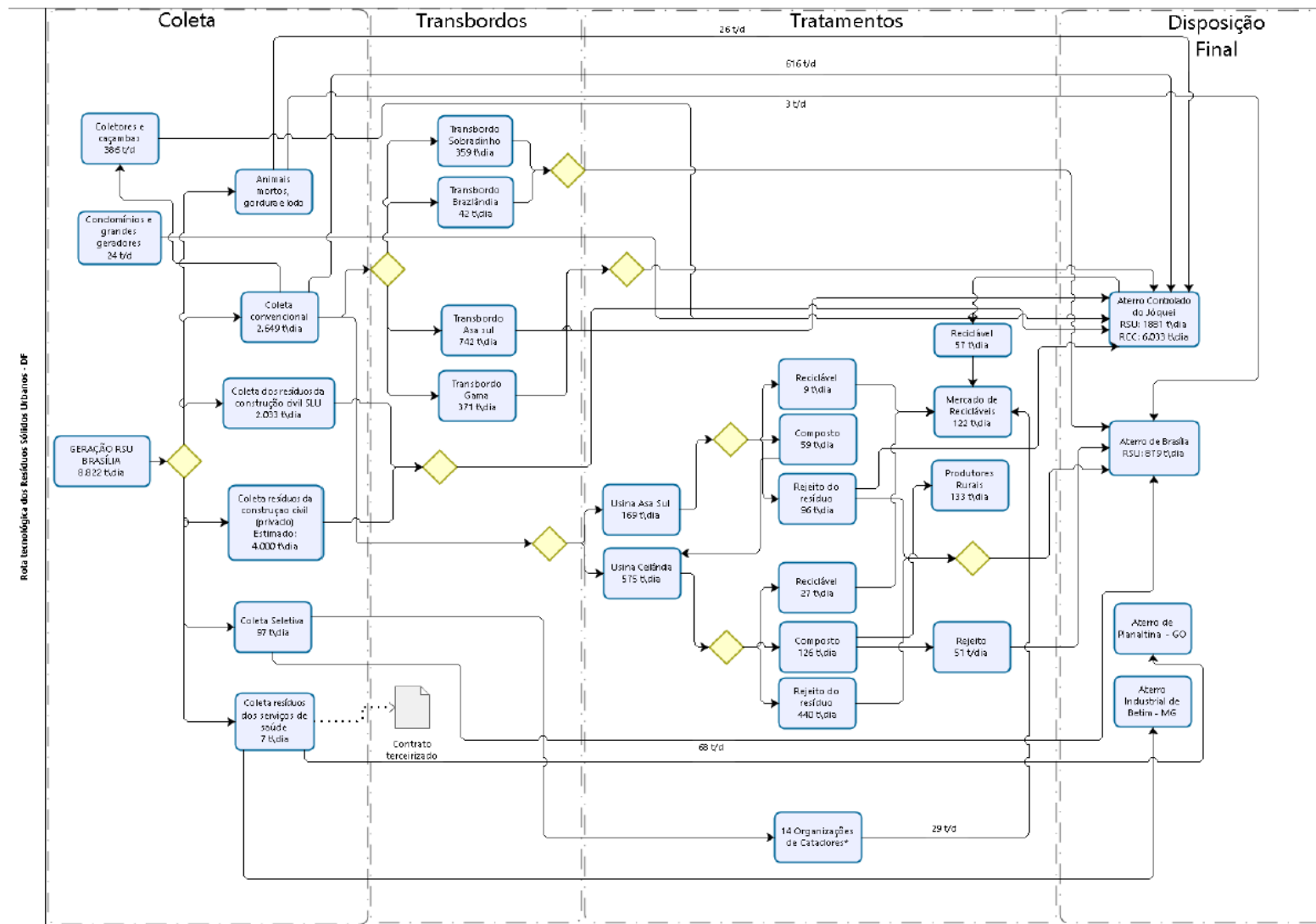


Figura 6.1: Fluxo de RSU no DF.
Fonte: SLU (2017).

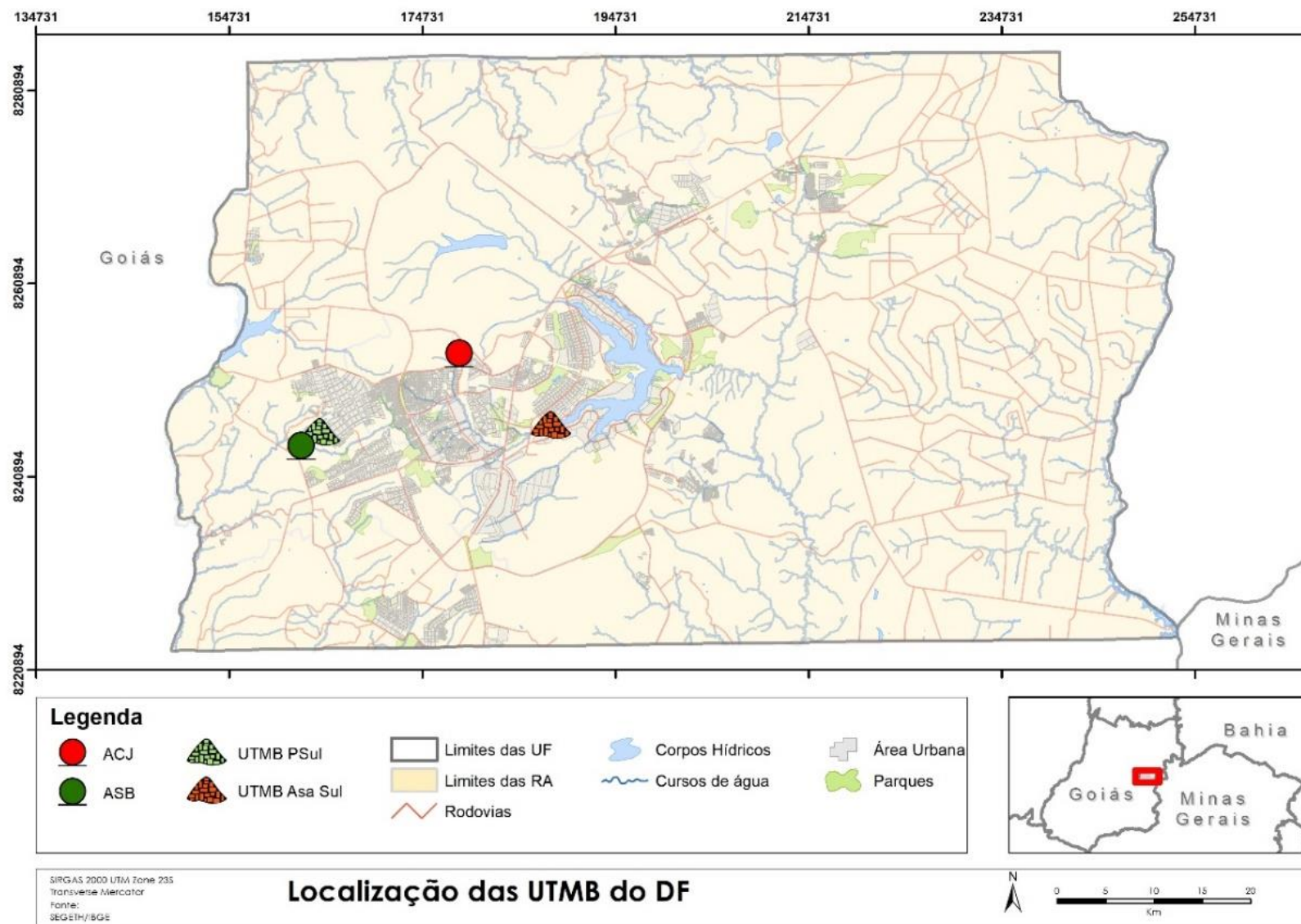


Figura 6.2: Localização das UTMB do DF

6.1.1. Aterro Sanitário de Brasília

O ASB possui em seu projeto a segmentação da disposição de rejeitos em quatro etapas (SLU, 2017). A capacidade de cada etapa, bem como a capacidade e a vida útil estimada de cada etapa são apresentadas na Tabela 6.2.

Tabela 6.2: Etapas de disposição final de RSU no ASB.

Etapas	Área (m²)	Capacidade (t)	Vida Útil (anos)
Etapas 1	110.000	1.872.000	3,1
Etapas 2	122.000	1.990.000	3,2
Etapas 3	88.000	1.596.000	2,6
Etapas 4 (Coroamento)	-	2.672.000	4,4
Total	320.000	8.130.000	13,3

Fonte: SLU (2017).

A estimativa de vida útil de cada etapa do ASB foi realizada com base em uma demanda média de aterramento de 51.000 t/mês. Entretanto, a demanda atual é de 75.000 t/mês, em decorrência do encerramento do ACJ. Assim, considerando a capacidade total de aterramento de 8.130.000 t, a vida útil do ASB cai para 108 meses, ou seja, 9 anos (SLU, 2017).

Diante disso, as alternativas propostas para o tratamento dos RSU do DF também serão avaliadas com vistas à maximização da vida útil do ASB, em busca da alternativa que propicie o maior desvio de resíduos possível.

6.1.2. Caracterização da Coleta Convencional de Resíduos Sólidos Domiciliares

Foram levantados junto à Gerência de Medição (GEMED) SLU/DF os dados referentes à coleta convencional de resíduos sólidos domiciliares (RSD) de janeiro a setembro de 2018. A partir destes dados, considerando que a quantidade média mensal de RSD coletados se manteria constante, realizou-se uma estimativa do total de resíduos coletados no ano de 2018. A Tabela 6.3 apresenta a estimativa da quantidade de RSD coletados em cada RA para o ano de 2018.

Tabela 6.3: Estimativa de coleta convencional para 2018 por RA.

RA	Coleta convencional até setembro (toneladas)	Estimativa de coleta para 2018 (toneladas)	RA	Coleta convencional até setembro (toneladas)	Estimativa de coleta para 2018 (toneladas)
Plano Piloto	69.353,54	92.471,39	Riacho Fundo	3.756,26	5.008,35
Gama	27.367,15	36.489,53	Lago Norte	13.742,12	18.322,83
Taguatinga	36.266,25	48.355,00	Candangolândia	3.401,22	4.534,96
Brazlândia	9.406,33	12.541,77	Águas Claras	19.540,30	26.053,73
Sobradinho	15.637,57	20.850,09	Riacho Fundo II	11.312,95	15.083,93
Planaltina	30.494,53	40.659,37	Sudoeste/Octogonal	13.228,16	17.637,55
Paranoá	8.816,23	11.754,97	Varjão ⁸	-	
Núcleo Bandeirante	4.154,14	5.538,85	Park Way	6.493,14	8.657,52
Ceilândia	62.660,93	83.547,91	SCIA/Estrutural	8.755,43	11.673,91
Guará	28.368,20	37.824,27	Sobradinho II	16.406,88	21.875,84
Cruzeiro	6.874,50	9.166,00	Jardim Botânico ⁴	-	
Samambaia	6.598,97	8.798,63	Itapoã	10.471,34	13.961,79
Santa Maria	18.675,52	24.900,69	SIA	5.578,48	7.437,97
São Sebastião	20.265,61	27.020,81	Vicente Pires	16.473,17	21.964,23
Recanto das Emas	17.330,77	23.107,69	Fercal ⁴	-	
Lago Sul	22.771,68	30.362,24			

Segundo o SLU (2018a), os destinos da coleta convencional de resíduos domiciliares são definidos através dos lotes de coleta (Tabela 6.4), de modo que o caminhão que realiza a coleta em uma determinada RA destinará a massa coletada na unidade de gerenciamento mais próxima localizada em uma RA pertencente ao seu respectivo lote de coleta. Por exemplo, os resíduos coletados no Guará, que pertence ao Lote I, só podem ser destinados na UTMB Asa Sul, no transbordo de Sobradinho ou no transbordo de Brazlândia. Como a UTMB é a unidade mais próxima, os resíduos coletados na RA Guará são destinados a essa instalação.

⁸ Os dados de coleta das RA Varjão, Jardim Botânico e Fercal fornecidos pelo SLU estão incluídos nas informações das RA Lago Norte, Lago Sul e Sobradinho II, respectivamente.

Tabela 6.4: Atual destino dos RSD coletados em cada RA.

Lote	RA	Destino	Lote	RA	Destino
I	Plano Piloto		I	Sobradinho	
	Núcleo Bandeirante			Planaltina	
	Guará			Paranoá	
	Cruzeiro			São Sebastião	
	Lago Sul			Sobradinho II	
	Lago Norte	UTMB	II	Itapoã	
	Park Way	Asa Sul		Fercal	
	Jardim Botânico			Brazlândia	
	Candangolândia			Águas Claras	
	Sudoeste/Octogonal			Taguatinga	
	Varjão			Ceilândia	UTMB
	SIA			Riacho Fundo	P Sul
III	Gama			SCIA/Estrutural	
	Santa Maria	Transbordo		Vicente Pires	
	Recanto das Emas	Gama	III	Samambaia	ASB
	Riacho Fundo II				

A Figura 6.3 apresenta os centros de massa da RA, juntamente com os atuais destinos e as distâncias de transporte a partir das RA e de transferência de resíduos domiciliares e rejeitos para o ASB constam na Tabela 6.5.

Tabela 6.5: Distâncias de transporte e transferência de RSD e rejeitos no DF.

Deslocamento	Distância (km)	Deslocamento	Distância (km)
Plano Piloto - UTMB Asa Sul	9,41	Candangolândia - UTMB Asa Sul	6,54
Gama - Transbordo Gama	2,35	Águas Claras - UTMB P Sul	15,44
Taguatinga - UTMB P Sul	10,94	Riacho Fundo II - Transbordo Gama	12,96
Brazlândia - Transbordo Brazlândia	2,80	Sudoeste/Octogonal - UTMB Asa Sul	8,56
Sobradinho - Transbordo Sobradinho	2,50	Varjão - UTMB Asa Sul	19,69
Planaltina - Transbordo Sobradinho	19,21	Park Way - UTMB Asa Sul	11,75
Paranoá - Transbordo Sobradinho	32,25	SCIA/Estrutural - UTMB P Sul	19,02
Núcleo Bandeirante - UTMB Asa Sul	9,21	Sobradinho II - Transbordo Sobradinho	9,27
Ceilândia - UTMB P Sul	4,32	Jardim Botânico - UTMB Asa Sul	19,12
Guará - UTMB Asa Sul	8,25	Itapoã - Transbordo Sobradinho	15,42
Cruzeiro - UTMB Asa Sul	8,66	SIA - UTMB Asa Sul	12,09
Samambaia - ASB	10,66	Vicente Pires - UTMB P Sul	15,43
Santa Maria - Transbordo Gama	7,55	Fercal - Transbordo Sobradinho	17,69
São Sebastião - Transbordo Sobradinho	39,00	Transbordo Brazlândia - ASB	37,85
Recanto das Emas - Transbordo Gama	16,05	Transbordo Gama - ASB	25,86
Lago Sul - UTMB Asa Sul	9,73	Transbordo Sobradinho - ASB	57,14
Riacho Fundo - Transbordo Gama	18,60	UTMB Asa Sul - ASB	34,99
Lago Norte - UTMB Asa Sul	20,58	UTMB P Sul - ASB	14,10

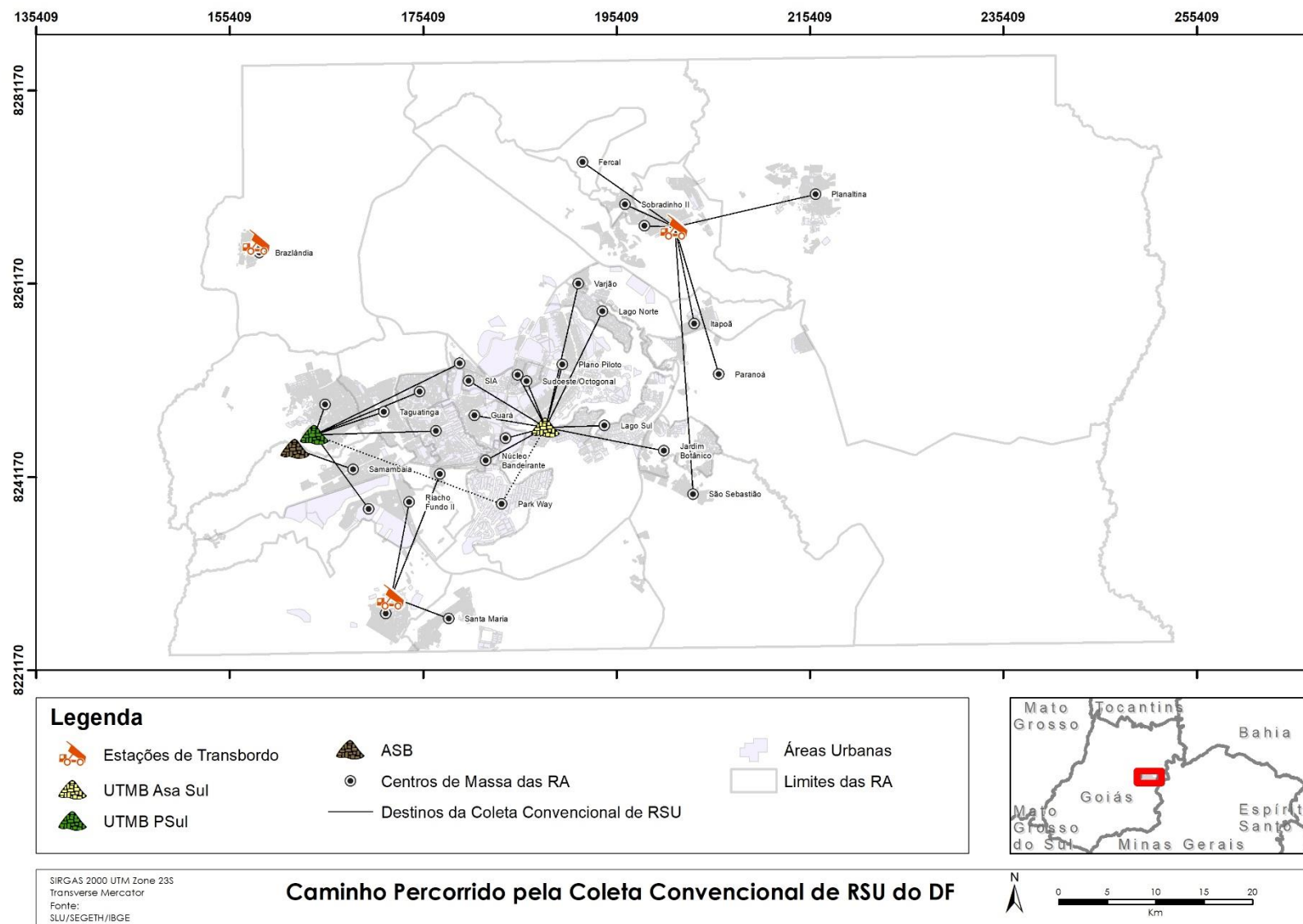


Figura 6.3: Atuais destinos da coleta convencional de RSD no DF.

Quanto à composição dos resíduos oriundos do serviço de coleta convencional de RSD, o SLU/DF realizou um estudo em parceria com uma consultoria contratada pela Agência Reguladora de águas, Energia e Saneamento do Distrito Federal – ADASA a fim de realizar a caracterização gravimétrica dos resíduos (SLU, 2016). A Tabela 6.6 apresenta a composição dos RSD coletados.

Tabela 6.6: Composição média dos RSD coletados no DF.

Fonte: adaptado de SLU (2016).

Fração dos RSD	% Média	Fração dos RSD	% Média
Orgânico	37,33	Papelão	4,69
Rejeito	36,05	Vidro	1,96
PET	1,74	Alumínio	0,49
Plástico Duro	1,39	Latão	0,87
Plástico Mole	2,76	Tetra Pak	0,91
Plástico Filme	5,60	Isopor	0,55
Papel	3,04	Vestuário	2,57

6.2.INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA

As entradas e saídas dos sistemas analisados, estimadas em relação à unidade funcional adotada (1 t de RSD gerenciada) durante a construção do Inventário de Ciclo de Vida (ICV) são relacionadas na Tabela 6.7.

Tabela 6.7: Inventário de Ciclo de Vida – Balanço de entradas e saídas no tratamento de 1 tonelada de RSD em cada cenário.

	Cenário 0	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Entradas					
<i>Energia</i>					
Eletricidade (kWh)	7,07	3,34	15,86	43,52	34,61
Diesel (L)	5,60	6,54	6,01	6,74	5,83
Saídas					
<i>Emissões atmosféricas</i>					
Dióxido de carbono (CO ₂), fóssil (kg)	19,31	20,82	26,69	45,04	37,19
Metano – CH ₄ (kg)	13,19	15,17	14,01	15,39	13,46
Óxido nitroso – N ₂ O (g)	0,59	0,69	0,64	0,71	0,62
<i>Materiais e energia recuperados</i>					
Materiais recicláveis (kg)	19,17	-	19,67	21,73	22,37
Composto orgânico (kg)	71,34	-	71,34	71,34	71,34
Calor (kWh)	-	-	159,11	813,76	531,65
CDR (kg)	-	-	42,31	216,41	163,96
Emissões de CO ₂ evitadas – substituição de coque (kg)	-	-	32,27	165,05	75,56
Depleção de recursos naturais abióticos evitada – reciclagem (kg Sb-eq)	0,18	0,00	0,19	0,21	0,22
Depleção de recursos naturais abióticos evitada – substituição do coque (kg Sb-eq)	0,00	0,00	5,11	26,14	11,97

Observa-se que o cenário 3, referente à produção de CDR a partir dos rejeitos do TMB realizado na planta localizada no setor P Sul representa o maior consumo de combustível e de eletricidade. Isso se dá em função do alto consumo energético demandado para secagem dos rejeitos para produção do CDR, conforme *Tabela 5.3*. Além disso, essa unidade de gerenciamento encontra-se a uma distância de 55,3 km da cimenteira utilizada como base para este estudo, como pode ser visto na *Figura 6.4*. Dessa forma, é necessário um consumo muito maior de combustível para o transporte do CDR, em comparação com as alternativas de produção na UTMB Asa Sul e no transbordo de Sobradinho.

Verifica-se que o atual fluxo de RSD no DF segue a direção do eixo nordeste-sudoeste (*Figura 6.3*), de forma que os resíduos coletados são encaminhados para as unidades de transbordo ou de TMB e os rejeitos encaminhados para o ASB. Observa-se também que as principais potenciais consumidoras de CDR – as cimenteiras – se localizam na região nordeste do DF, na RA Fercal (*Figura 6.4*). Nesse sentido, em caso de ser consolidada a produção de CDR, recomenda-se a realização de estudos para otimização do fluxo de resíduos sólidos no Distrito Federal, com vistas a otimizar a distribuição espacial das unidades operacionais de gerenciamento de RSD, diminuindo os impactos ambientais decorrentes do transporte e proporcionando uma logística operacional mais adequada, em função dos processos de tratamento e valorização realizados.

Outro fator importante para a alta demanda energética do cenário 3 é a quantidade de rejeitos do TMB. A usina localizada na RA Ceilândia produz, diariamente, 491 t de rejeitos, sendo 440 t/dia provenientes do tratamento mecânico, enquanto 51 t/dia são os rejeitos do processo biológico de compostagem.

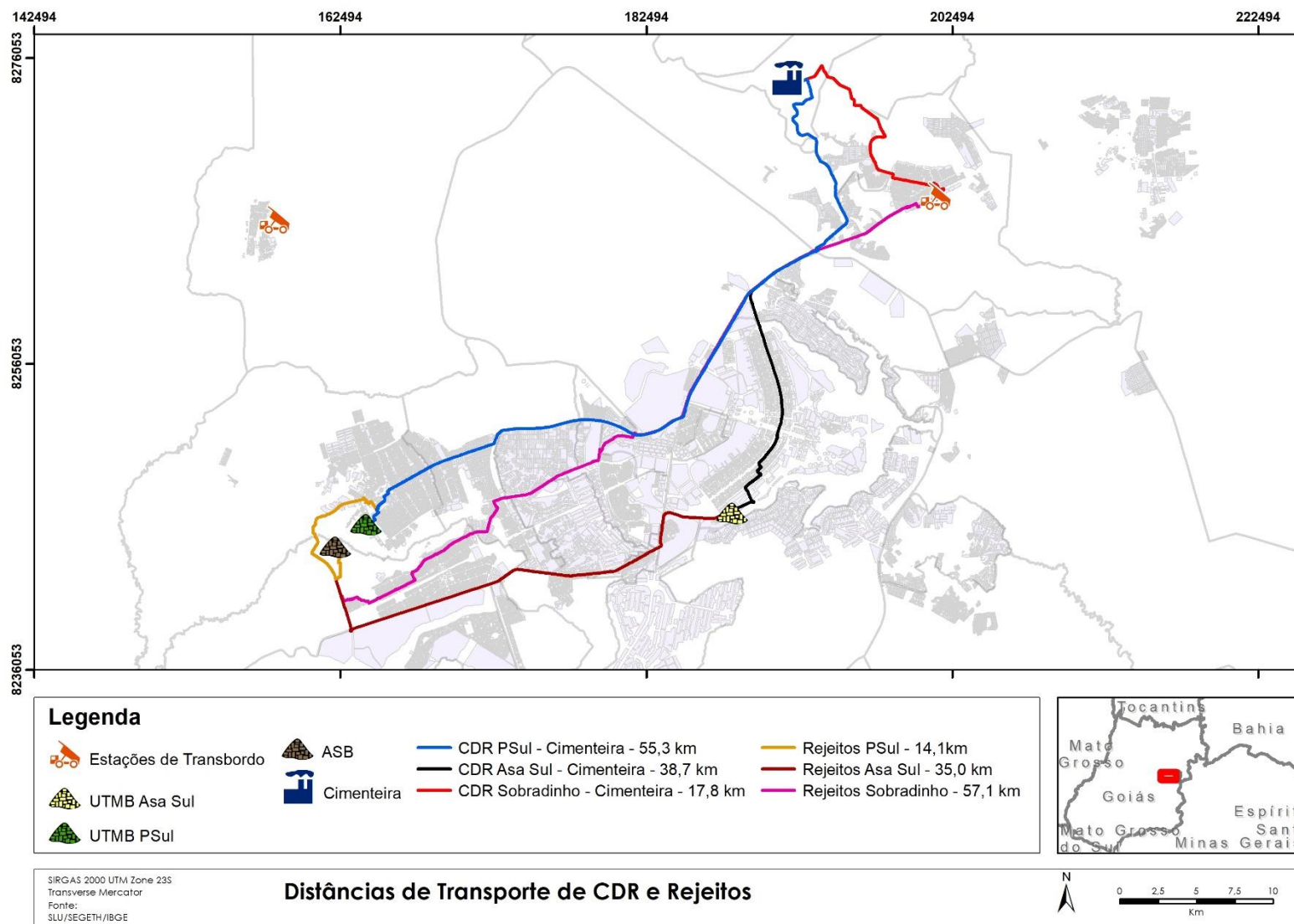


Figura 6.4: Distâncias de transporte de CDR e rejeitos.

Ainda em relação às entradas de energia nos sistemas, verifica-se que o cenário 4, que considera a produção de CDR em duas unidades operacionais (transbordo Sobradinho e UTMB Asa Sul) tem a menor demanda de diesel, em relação aos demais cenários alternativos propostos (cenários 1, 2 e 3), apresentando maior entrada de combustível fóssil apenas em relação ao cenário atual. Isso se dá em função da diminuição no transporte de resíduos do transbordo Sobradinho, que se localiza a 57,1 km do ASB. O consumo de combustível nesse cenário é maior em relação ao atual devido à demanda dos equipamentos de operação do processo de produção de CDR considerados e ao grande volume de RSD processados nessa unidade.

Em relação às saídas dos sistemas analisados, observa-se que todos os cenários propostos implicam no aumento das emissões de CO₂ e de CH₄ e N₂O, em relação ao cenário atual. Entretanto, as emissões de GEE (em termos de dióxido de carbono) evitadas com a substituição da utilização de coque por CDR em forno de produção de clínquer pesam positivamente no balanço de aquecimento global. A apresentação dos resultados e respectiva análise com relação a esse critério consta na seção 6.2 deste trabalho.

No tocante às estimativas de emissões de GEE, é válido reforçar que não foram consideradas as emissões diretas dos processos de combustão nas cimenteiras, sendo essa consideração umas das fontes de incertezas do estudo. Recomenda-se para estudos futuros a inclusão desse processo nos limites dos sistemas. Outro ponto importante a ser incluído em futuras análises é o impacto em termos de emissões de poluentes atmosféricos da produção de combustíveis fósseis.

Quanto à recuperação de materiais no gerenciamento de resíduos, representada pela soma das quantidades de composto orgânico e CDR produzidos e da separação de materiais para reciclagem, observa-se que o cenário 3 tem maior índice de recuperação, com 31% dos RSD coletados sendo desviados do aterramento, índice três vezes maior que o cenário atual. Em seguida aparecem os cenários 4 e 2, com 26% e 13% de recuperação, respectivamente. O cenário 1 não apresenta recuperação de materiais, uma vez que a totalidade dos resíduos coletados é considerada como rejeito e, por consequência, destinada à disposição final no aterro sanitário.

6.3.AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DO CICLO DE VIDA

6.3.1. Mudança Climática Global

Os resultados de contribuição total de cada cenário para as emissões de GEE, obtidos na categoria de impactos de mudança climática (aquecimento) global da análise de impactos do ciclo de vida (AICV), expressos em quilotoneladas de dióxido de carbono equivalente (k-ton CO₂-eq) para cada cenário avaliado são apresentados na Figura 6.5.

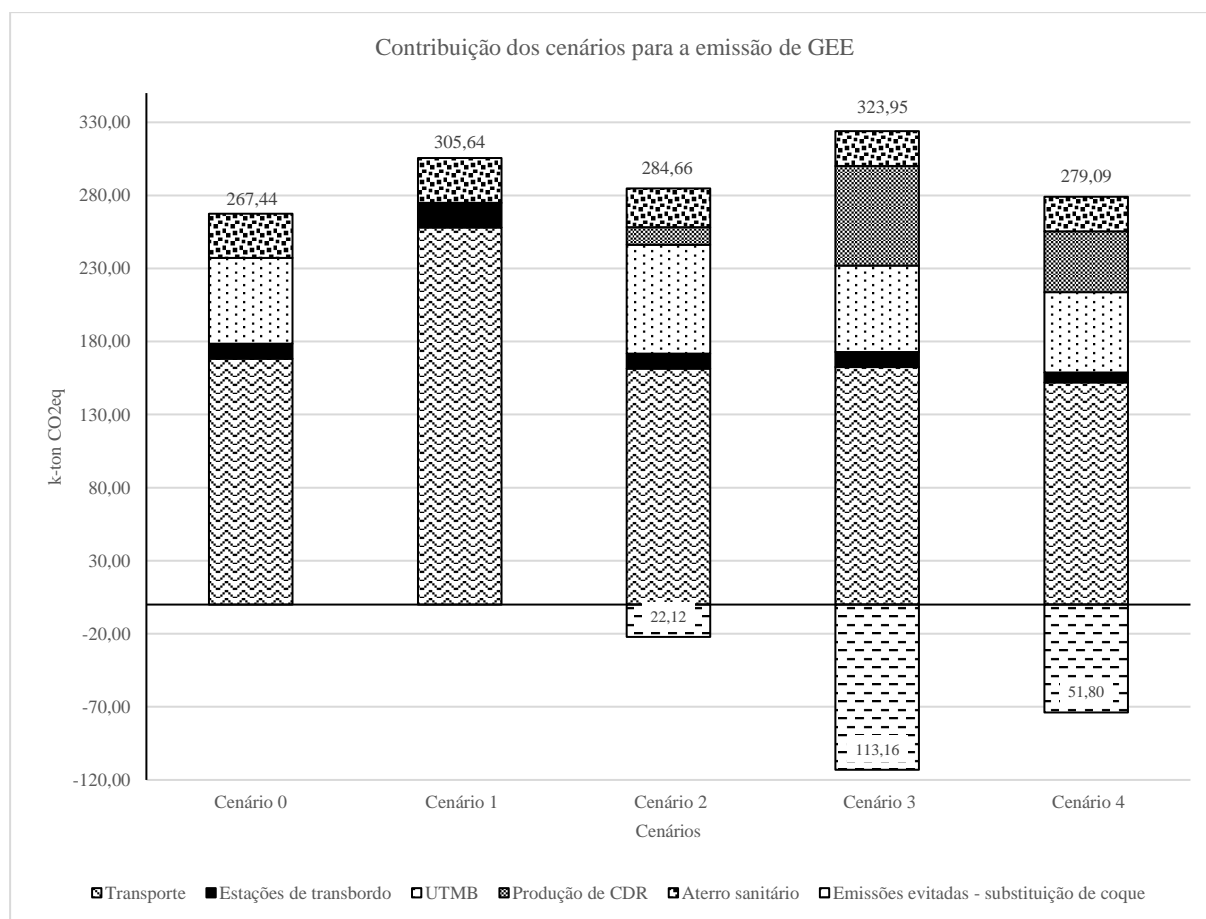


Figura 6.5: Contribuição de cada cenário avaliado na categoria de impacto de mudanças climáticas.

Como já analisado anteriormente na seção 6.1, todos os cenários propostos emitem mais GEE que o atual gerenciamento de RSU do DF. Entretanto, deve-se observar o balanço entre a quantidade de CO₂ equivalente liberada para a atmosfera e as emissões evitadas em cada cenário apresentado na Figura 6.6.

O balanço de emissões mostra que, em termos de emissões totais de GEE, o pior cenário avaliado é o aterramento direto de todos os RSD coletados, uma vez que as emissões decorrentes da degradação da fração orgânica dos rejeitos no aterro sanitário e do transporte de

um volume maior de rejeitos são mais agressivas. O cenário atual de gerenciamento consiste na segunda pior alternativa, em termos do balanço de GEE emitidos, enquanto que o cenário 4, referente à produção conjunta de CDR nas unidades de transbordo de Sobradinho e de TMB da Asa Sul se mostra como a melhor opção, devido à redução das emissões no ASB e no transporte de rejeitos, além da diminuição do consumo energético nas unidades de transbordo.

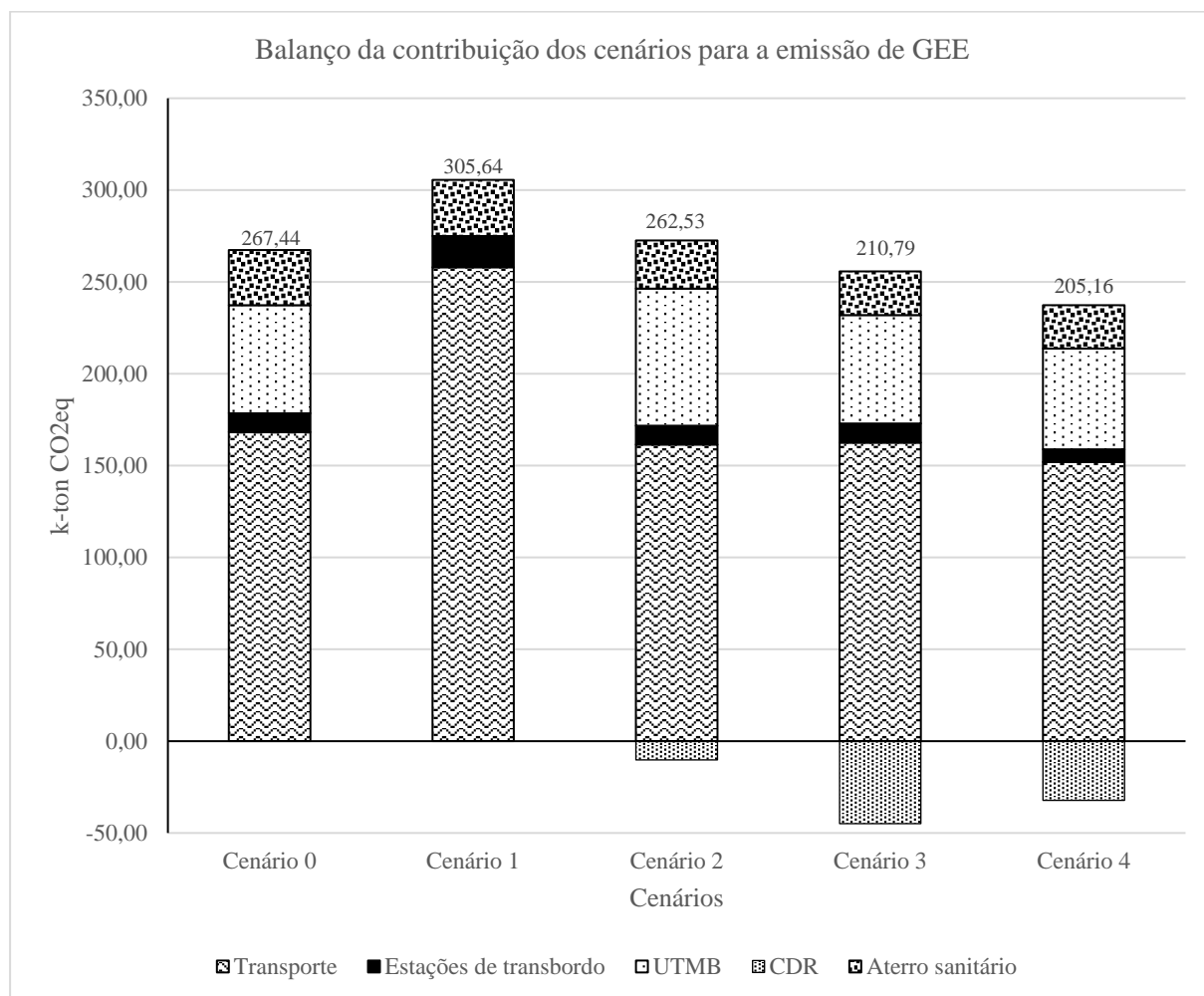


Figura 6.6: Balanço de emissões de GEE para cada cenário.

Mesmo com mais emissões evitadas, o cenário 3 não se mostra como a melhor opção de gerenciamento em termos de emissões totais de GEE (fica atrás do cenário 4). Isso se dá em função da parcela de emissões decorrente do consumo energético nesse cenário e da distância grande entre a unidade de produção do CDR (UTMB P Sul) e o local de utilização desse combustível, que implica em grandes emissões pelos caminhões de transporte.

O cenário 2 mostra-se pouco melhor que o cenário base. As emissões evitadas pela substituição do coque superam por pouco o aumento nas emissões relacionadas ao consumo energético na

UTMB, devido à produção de CDR e maior consumo de diesel para o transporte do combustível processado até a cimenteira.

Para melhor avaliação da minimização dos impactos proporcionadas pelos cenários propostos, é importante verificar as diferenças percentuais do balanço de emissões entre os cenários propostos e o cenário-base, apresentadas na Tabela 6.8.

Tabela 6.8: Variação nos impactos na categoria de aquecimento global.

	Emissões (t CO ₂ -eq)	Diferença (t CO ₂ -eq)	Variação Percentual
Cenário 0	267,44	-	-
Cenário 1	305,64	+38,19	+14,28%
Cenário 2	262,53	-4,91	-1,84%
Cenário 3	210,79	-56,65	-21,18%
Cenário 4	205,16	-62,29	-23,29%

Observa-se que os cenários 3 e 4 apresentam reduções de emissões próximos a 20%, enquanto a disposição sem tratamento mostra-se como solução com piores resultados, indicando aumento em cerca de 14% nas emissões de GEE.

Quanto aos processos analisados na categoria de mudança climática global, verifica-se que o transporte representa a maior parte das emissões de GEE. Isso ocorre em função das grandes distâncias entre os centros urbanos das RA e as unidades de gerenciamento. Além disso, foi possível observar que a logística de transporte atual não se mostra como solução otimizada. Um exemplo disso é o gerenciamento dos RSD coletados nas RA São Sebastião, Itapoã e Paranoá, que são encaminhados para o transbordo localizado em Sobradinho (vide Figura 6.3) para depois serem encaminhados para o aterro sanitário. Esse trajeto implica numa distância muito maior do que se o local de destinação dos RSD dessas RA fosse a UTMB Asa Sul.

Nesse sentido, recomenda-se a realização de um estudo de otimização das rotas de transporte dos RSD coletados no DF, com vistas a diminuir as emissões de GEE e a contribuição do gerenciamento de RSU para o aquecimento global.

6.3.2. Depleção de Recursos Abióticos

Os resultados da AICV na categoria de depleção de recursos abióticos estão na Figura 6.7.

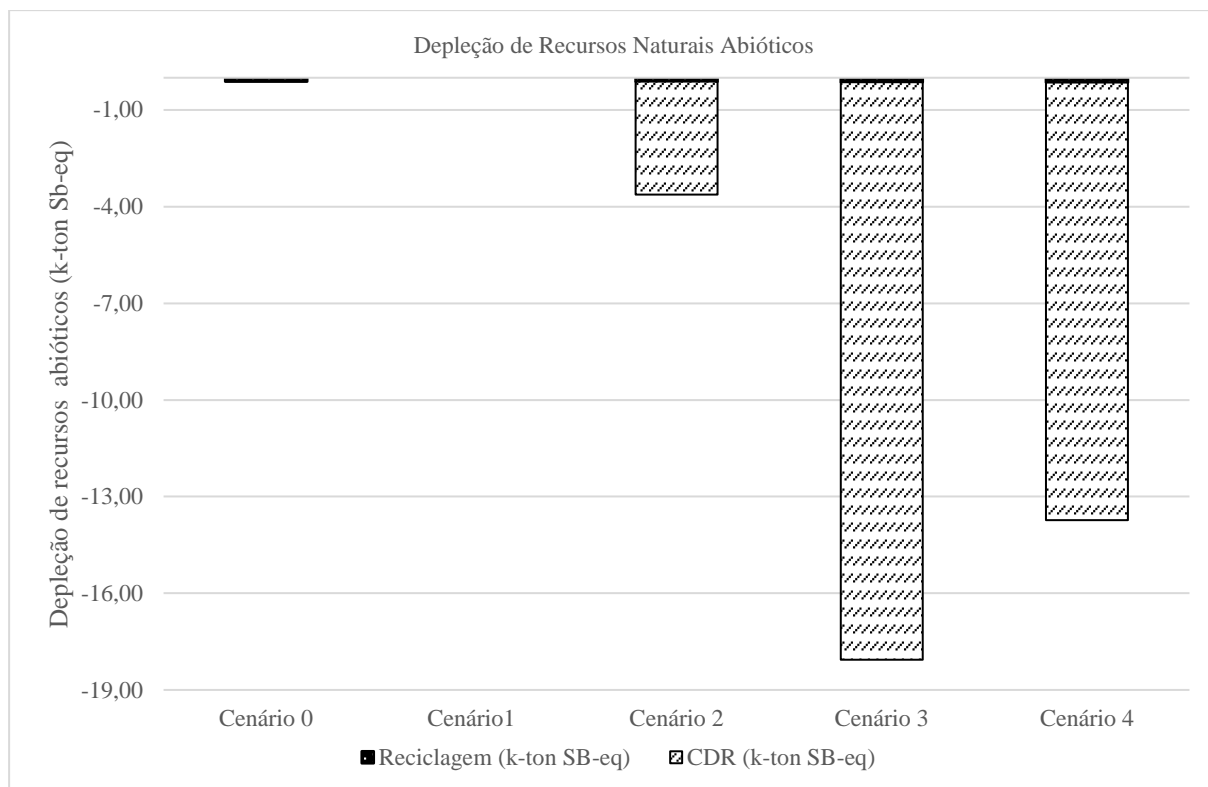


Figura 6.7: Resultados da AICV na categoria depleção de recursos abióticos.

A avaliação realizada considerou a recuperação de materiais pela reciclagem dos materiais separados na triagem do TMB, bem como dos metais presentes nos insumos da produção de CDR, além da redução na exploração de combustíveis fósseis ocorrida em decorrência da mudança no combustível utilizado nos fornos de produção de clínquer em uma cimenteira.

Percebe-se, pela Figura 6.7 que o processo de reciclagem representa uma parcela mínima na depleção evitada de recursos em cada cenário, enquanto que a utilização do CDR como fonte de energia para o forno da cimenteira e consequente diminuição na utilização de combustíveis fósseis possui impacto mais significativo. Por isso, o cenário 3, apresenta os melhores resultados nessa categoria de impacto, devido à grande produção de CDR proposta.

O cenário atual, por só realizar a reciclagem e não evitar a extração de recursos fósseis tem pouco impacto nessa categoria, entretanto, não apresenta impactos ambientais negativos. Como não foi avaliada a depleção direta de recursos, mas só os impactos indiretos da reciclagem e da substituição de combustíveis fósseis, o cenário 1 também não apresentou impactos ambientais negativos, mas, como não há recuperação de materiais, os impactos desse cenário nessa categoria são nulos.

Por considerar apenas uma pequena produção de CDR, em comparação com o cenário 2, o cenário 2 tem impactos menos significativos na depleção de recursos abióticos, enquanto o cenário 4 se mostra como opção intermediária nessa categoria.

6.3.3. Análise Comparativa

A Tabela 6.9, a Figura 6.8 apresentam resumidamente os resultados da caracterização da AICV para as duas categorias de impacto analisadas.

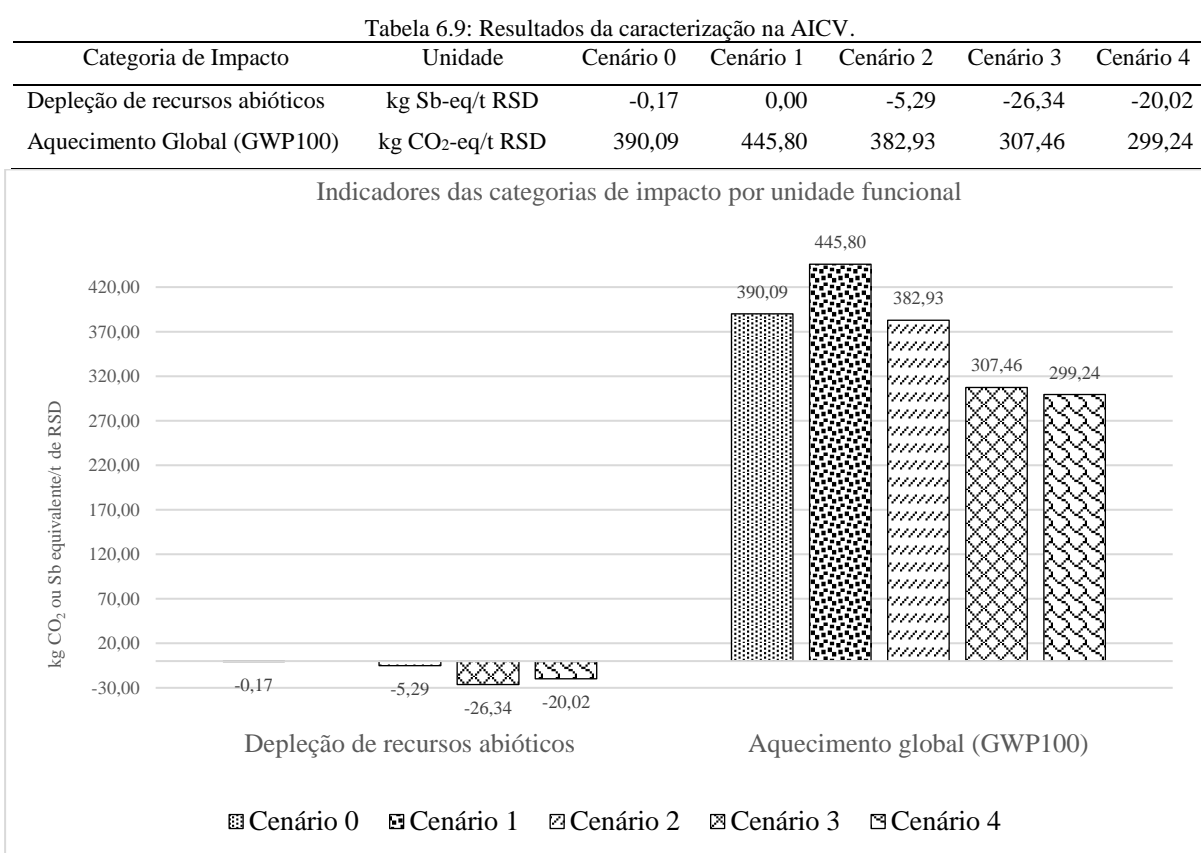


Figura 6.8: Resultados da caracterização da AICV.

Para melhor visualização e comparação dos cenários avaliados em relação às categorias de impacto, a Figura 6.9 mostra a relação entre os indicadores de cada categoria e a soma dos indicadores da categoria.

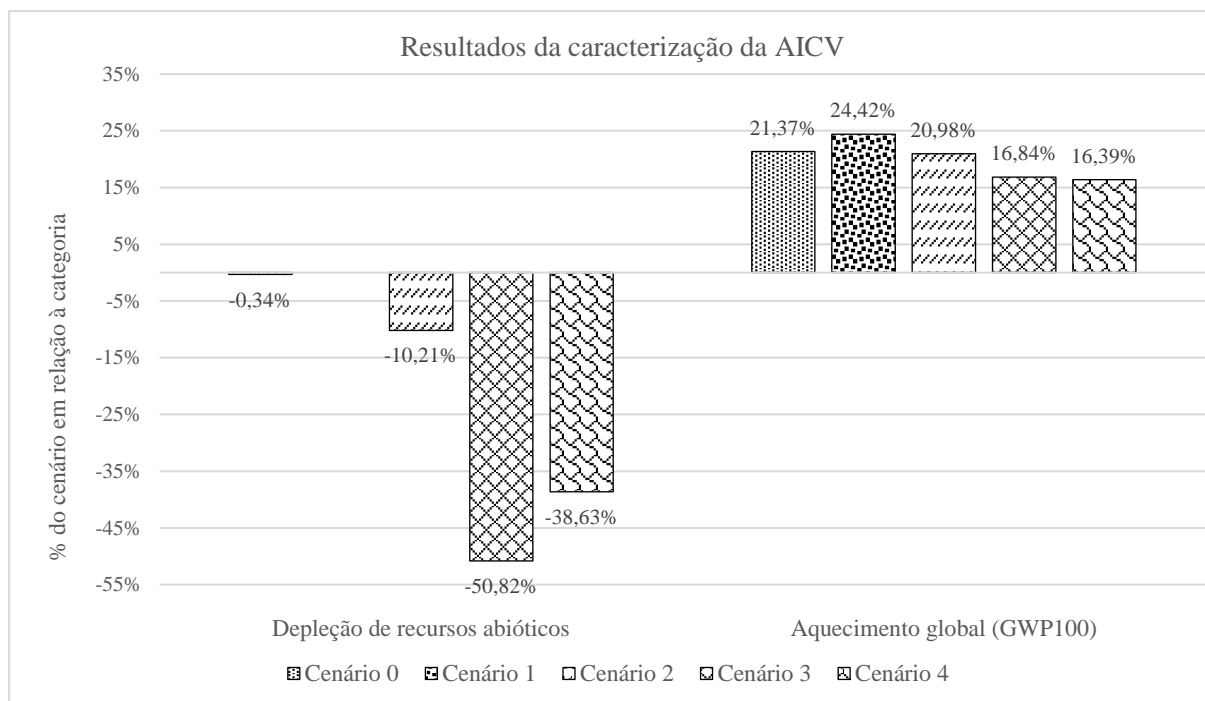


Figura 6.9: Relação da contribuição dos cenários para cada categoria de impactos da AICV.

Os resultados mostram que, em termos de aquecimento global, a melhor opção é a proposta do cenário 4, com produção de CDR no transbordo de Sobradinho e na UTMB Asa Sul e, em relação à depleção de recursos abióticos, a melhor alternativa é a produção de CDR com os rejeitos do TMB realizado no P Sul.

A Tabela 6.10 e a Figura 6.10 apresentam os resultados da normalização dos indicadores das categorias de impacto analisadas neste estudo.

Tabela 6.10: Indicadores normalizados para cada categoria de impacto.

Categoria de Impacto	Cenário 0	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Depleção de recursos abióticos	-4,84E-10	0,00E+00	-1,47E-08	-7,29E-08	-5,55E-08
Aquecimento Global (GWP100)	9,23E-12	1,06E-11	9,06E-12	7,28E-12	7,08E-12

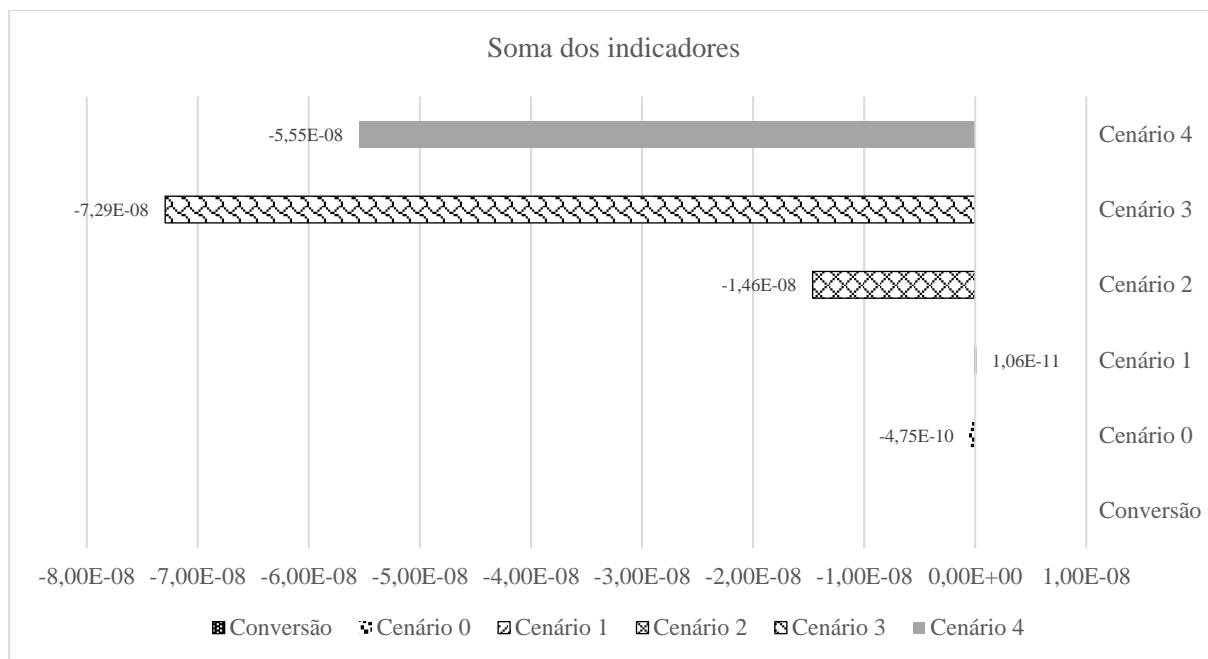


Figura 6.10: Soma dos indicadores normalizados para cada cenário.

Os resultados normalizados mostram que segundo os limites dos sistemas e considerações realizadas na definição do escopo da ACV, o cenário 3, que contempla todas as fases do atual gerenciamento de RSD com a adição da produção de CDR a partir dos rejeitos da UTMB do P Sul e sua utilização como fonte de energia em um forno de cimenteira é a melhor opção de gerenciamento e proporciona minimização dos impactos ambientais nas categorias de depleção de recursos abióticos e mudança climática global.

Também se verifica que todas as alternativas baseadas na produção de CDR são melhores, em termos de impactos nas categorias analisadas, em relação ao cenário atual e à disposição final sem tratamento, sendo esta última alternativa a que apresentou os piores resultados.

Observa-se também que a soma dos indicadores normalizados resultou num valor negativo para os cenários 0, 2, 3 e 4. Isso ocorre em função do fator de normalização das categorias de impacto, que leva em conta os impactos de cada categoria em termos globais. Nos resultados expressos na Tabela 6.10, a categoria de depleção de recursos abióticos tem ordem de grandeza bem maior que o aquecimento global, o que significa que em termos globais os impactos da recuperação de materiais nos cenários avaliados são bem mais significativos que a sua contribuição para o aquecimento global. Como os resultados de depleção abiótica são valores negativos, pois representam a redução da extração desses recursos, e a sua ordem de grandeza

é maior, os resultados da soma de indicadores normalizados é negativa. Isso só não ocorreu no cenário 1, pois neste cenário não há recuperação de materiais.

6.4.VIDA ÚTIL DO ATERRO SANITÁRIO

Os resultados das estimativas de vida útil do Aterro Sanitário de Brasília (ASB) considerando os cenários propostos na ACV, baseados nas projeções de coleta de RSD e capacidade de desvio de cada sistema são apresentados na Figura 6.11.

Em primeiro lugar, verificou-se que as estimativas de vida útil do aterro excederam a projeção realizada pelo SLU (2017). Isso ocorre em função das diferenças entre as informações de destinação final média utilizadas pela autarquia do GDF e a estimativa média de coleta para o ano de 2018. Segundo o Relatório de Atividades 2017, a média diária de destinação final a partir de 2018 seria igual a 75.000 t/mês, equivalente a aproximadamente 900.000 t/ano. A estimativa realizada com base nos dados de coleta convencional fornecidos pela GEMED (Tabela 6.3) aponta que aproximadamente 685.000 toneladas de RSD serão coletadas em 2018, sendo que cerca de 635.000 toneladas serão dispostas no ASB.

Também cabe destacar que, com a publicação do Decreto Nº 37.568/2016 o SLU deixou de ser responsável pela coleta dos resíduos gerados em estabelecimentos não residenciais considerados como grandes geradores de resíduos sólidos (DISTRITO FEDERAL, 2016). Dessa forma, os resíduos contabilizados como coleta convencional nos dados fornecidos pela autarquia não englobam a geração nesses estabelecimentos e, portanto, estão defasados, em comparação com a quantidade encaminhada para disposição final do ASB.

A partir das estimações realizadas⁹, verificou-se que o cenário atual de gerenciamento proporciona aumento de um ano na vida útil do ASB, em relação à disposição final de todos os RSD coletados. Em relação às alternativas de gerenciamento propostas com base na produção de CDR, o cenário 3 é o que indica maior impacto no aumento da vida útil do aterro, aumentando em 4 anos a duração prevista para o local de disposição final dos rejeitos do DF.

O cenário 4 também mostra considerável aumento no tempo de vida do ASB, promovendo a destinação de rejeitos nessa unidade por um período de três anos a mais que o cenário atual. Já

⁹ O apêndice A2 contém o quadro com as estimativas de capacidade remanescente do ASB para cada cenário avaliado.

o cenário 2, que propõe o aumento do desvio apenas dos rejeitos do TMB da Asa Sul implica no aumento de um ano na vida útil do aterro.

Em relação às divergências nas estimativas de rejeitos aterrados, recomenda-se que para estudos futuros sejam realizadas medições do quantitativo de rejeitos aterrados, para que as avaliações sejam realizadas com base em valores reais, diminuindo as incertezas associadas aos resultados.

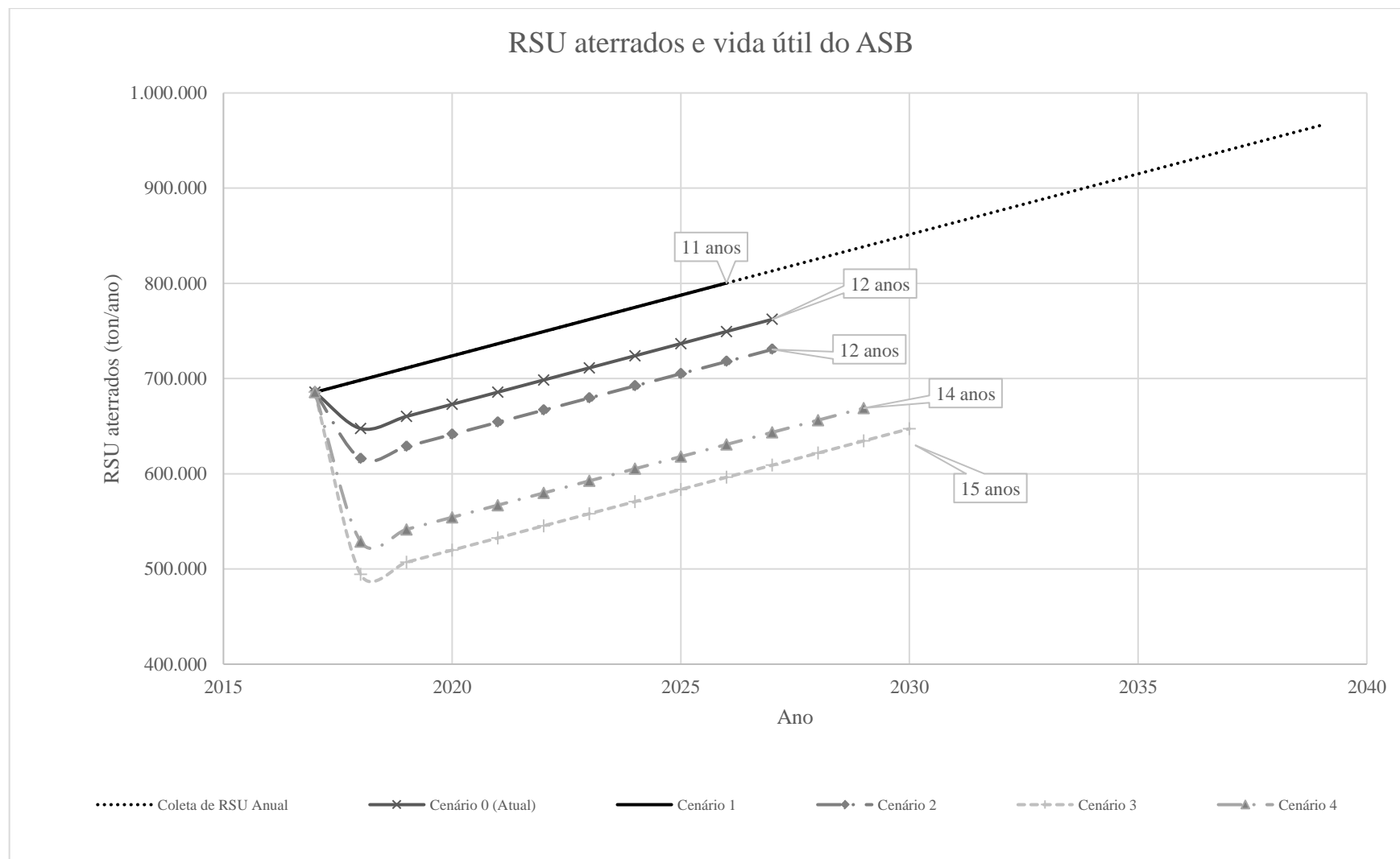


Figura 6.11: Projeções de coleta e aterramento de RSD e estimativa de vida útil do ASB em cada cenário.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho teve como objetivo propor e avaliar alternativas para minimização dos impactos do atual gerenciamento dos resíduos sólidos domiciliares (RSD) do Distrito Federal (DF). As alternativas propostas foram baseadas em futuros cenários de gerenciamento, com enfoque na produção de combustíveis derivados de resíduos (CDR) nas unidades de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) em operação no DF.

A metodologia aplicada foi a avaliação de ciclo de vida (ACV), a fim de realizar comparação entre os cenários de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) propostos para o Distrito Federal (DF), visando determinar a melhor opção de tratamento em termos de minimização de impactos ambientais nas categorias de emissões de gases de efeito estufa (GEE) e recuperação de materiais. Além disso, foram estimados os impactos de cada cenário de gerenciamento na vida útil do Aterro Sanitário de Brasília (ASB).

Foram propostos três cenários alternativos de gerenciamento, e estes avaliados e comparados com o cenário-base (atual gerenciamento – cenário 0) e com a disposição final dos RSD sem tratamento (cenário 1). Os cenários propostos foram (2): expansão do cenário atual com produção de CDR com os rejeitos da UTMB Asa Sul, (3) expansão do cenário atual com produção de CDR com os rejeitos da UTMB P Sul e (4) expansão do cenário atual com produção de CDR com os rejeitos da UTMB Asa Sul e com os RSD recebidos no transbordo de Sobradinho.

O inventário de ciclo de vida (ICV) construído neste estudo (Tabela 6.7) apontou que todas as alternativas baseadas na produção de CDR propostas requerem maior consumo energético, tanto na forma de eletricidade quanto na forma de combustível fóssil (diesel) para os motores dos equipamentos, em comparação com o cenário atual de gerenciamento. Em função disso, constatou-se o que as emissões totais de GEE nos cenários 2, 3 e 4 são maiores que as emissões no cenário atual.

Entretanto, na avaliação de impactos do ciclo de vida (AICV), ao realizar o balanço entre as emissões proporcionadas por cada cenário e as emissões evitadas com a substituição de combustíveis fósseis, as alternativas propostas se mostram como opções melhores que o atual gerenciamento, proporcionando reduções de cerca de 2% (cenário 2) até aproximadamente 23% (cenário 4) nas emissões de gases causadores do aquecimento global.

O balanço de emissões realizado também apontou que o cenário 1, baseado na disposição final, consiste em uma alternativa de gerenciamento pior que o cenário atual, com emissões de GEE 14% maiores que as atuais.

Foi possível identificar na construção do ICV que a etapa do gerenciamento que mais contribui para as emissões de GEE é o transporte (Figura 6.6), devido às grandes distâncias entre as RA e as unidades de gerenciamento de resíduos existentes, além da logística de transporte realizada com roteiros de transporte não-otimizados. Dessa forma, a fim de viabilizar uma redução mais significativa nos impactos ambientais decorrentes do gerenciamento de RSD, recomenda-se a realização de estudos de otimização do transporte dos RSD coletados.

Em relação à recuperação de materiais, durante a AICV constatou-se que a reciclagem dos materiais triados no tratamento mecânico-biológico (TMB) constitui uma fração mínima na categoria de impactos de depleção de recursos abióticos, enquanto que a redução na extração de combustíveis fósseis provocada pela substituição do coque pelo CDR nas cimenteiras é bem mais significativa (Figura 6.7). Nesse sentido, o cenário 3, em função da maior quantidade de CDR produzido em relação aos cenários 2 e 4 apresentou-se como a alternativa que propicia a maior redução de impactos ambientais.

A normalização dos indicadores de impactos realizada a fim de determinar a alternativa que promove a minimização de impactos de maneira mais significativa apontou que os impactos na categoria de depleção de recursos abióticos são mais significativos a nível global que a emissão dos gases de GEE.

Quanto aos impactos dos cenários de gerenciamento na vida útil do ASB, os resultados da análise mostraram que é possível aumentar a vida útil da instalação de disposição final de rejeitos por meio de alternativas que ocasionem maior desvio de resíduos do aterramento. De acordo com a avaliação realizada, o cenário 3 acarretaria em incremento das operações no ASB em quatro anos, o cenário 4 aumentaria o tempo de vida útil da instalação em três anos e o cenário 2 impactaria positivamente a duração do ASB com o aumento das operações em um ano.

Por fim, por meio da normalização dos indicadores de impactos, conclui-se que, dentre as alternativas analisadas, o cenário 3, correspondente à produção de CDR a partir dos rejeitos do tratamento mecânico-biológico realizado na UTMB P Sul é a melhor alternativa para minimização dos impactos ambientais do gerenciamento de RSD do DF tanto nas categorias de mudanças climáticas globais e depleção de recursos abióticos, quanto nos impactos na vida útil

do aterro sanitário tendo em vista todas as incertezas associadas aos dados pontuais utilizados nesta avaliação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABELIOTIS, K.; KALOGEROPOULOS, A.; LASARIDI, K. Life Cycle Assessment of the MBT plant in Ano Liossia, Athens, Greece. **Waste Management**, v. 32, n. 1, p. 213–219, 2012.

ABNT. **NBR 8849 - Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos**. Abnt. Associação Brasileira de Normas Técnicas, , 1985.

ABNT. **NBR 8419 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Abnt. Associação Brasileira de Normas Técnicas, , 1992.

ABNT. **NBR 12980 - Coleta , varrição e acondicionamento de resíduos sólidos urbanos**, 1993.

ABNT. **NBR 10004 Resíduos Sólidos - Classificação**, 2004. Disponível em: <http://www.suape.pe.gov.br/images/publicacoes/normas/ABNT_NBR_n_10004_2004.pdf>

ABRELPE. **Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2016**, 2016.

APAYDIN, O.; GONULLU, M. T. Emission control with route optimization in solid waste collection process: A case study. **Sadhana**, v. 33, n. 2, p. 71–82, 2008.

ARAÚJO, S. M. V. G. DE; JURAS, I. DA A. G. M. **Comentários à Lei dos Resíduos Sólidos**. S. Paulo (SP): Ed. Pilares, 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama Dos Resíduos Sólidos No Brasil 2016. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2016**, p. 64, 2016.

BARROS, R. T. DE V. **Elementos de Gestão de Resíduos Sólidos**. 1. ed. Belo Horizonte: Tessitura, 2012.

BILITEWSKI, B.; OROS, C.; CHRISTENSEN, T. H. Mechanical Biological Treatment. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). **Solid Waste Technology & Management**. 1. ed. [s.l.] Blackwell Publishing Ltd, 2010. v. 2p. 628–638.

BILITEWSKI, B.; WINKLER, J. Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. **WASTE MANAGEMENT**, v. 27, n. 8, p. 1021–1031, 2007.

BILLA, L.; PRADHAN, B. GIS modeling for selection of a transfer station site for residential solid waste separation and recycling. **Pertanika Journal of Science and Technology**, v. 21, n.

2, p. 487–498, 2013.

BRASIL. **Decreto-Lei N° 248, de 28 de Fevereiro de 1967**, 1967. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/1965-1988/Del0248impressao.htm>

BRASIL. **Lei nº 11.445, de 5 de Janeiro de 2007. Diretrizes nacionais para o saneamento básico.** **Diário da República**, 1ª série - nº 116, 2007. Disponível em: <<https://dre.pt/application/file/67508032>>

BRASIL. **Lei n. 12.187, de 29 de Dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências** **DIÁRIO OFICIAL DA UNIÃO**, 2009.

BRASIL. **Lei n. 12.305 PNRSDiário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 2 ago. 2010. Seção 1, p. 3-7.**, 2010. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental Departamento de Mudanças Climáticas Gerência de Qualidade do Ar. p. 114, 2011.

BRASIL. **Fatores de emissão da margem de operação pelo método da análise de despacho** **Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações** **Brasília** **MCTIC**, , 2017. Disponível em: <https://www.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/textogeral/emissao_despacho.html>

BRUNDTLAND, G. H. **Our Common Future** **Oxford paperbacks**, 1987. Disponível em: <<http://www.un-documents.net/wced-ocf.htm>> <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Our+common+future#0>

CAESB. **Estações de Tratamento de Esgoto**. Disponível em: <<https://www.caesb.df.gov.br/lai/3-portal/esgoto/25-unidades-de-tratamento-de-esgoto.html>>. Acesso em: 20 out. 2018.

CEMPRE. **Lixo Municipal - Manual de Gerenciamento Integrado**. 3. ed. São Paulo: Compromisso Empresarial para Reciclagem, 2010.

CHEN, C. et al. Environmental impact of cement production: detail of the different processes and cement plant variability evaluation. **Journal of Cleaner Production**, 2010.

CIMPAN, C.; WENZEL, H. Energy implications of mechanical and mechanical-biological treatment compared to direct waste-to-energy. **Waste Management**, v. 33, n. 7, p. 1648–1658, 2013.

CODEPLAN. **PDAD 2015 -Pesquisa Distrital Por Amostra de Domicílios**. Brasília: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.codeplan.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/02/PDAD-Distrito-Federal-1.pdf>>.

CONAMA. RESOLUÇÃO CONAMA nº 264, de 26 de agosto de 1999. p. 677–687, 1999.

CONSOLI, F. et al. Guidelines for Life-Cycle Assessment: A “Code of Practice”. **The Sesimbra Portugal 31 March 3 April 1993 Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry SETAC**, v. 1, n. 1, p. 55–55, 1993.

CONTRERAS, F. et al. Application of analytical hierarchy process to analyze stakeholders preferences for municipal solid waste management plans, Boston, USA. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, n. 7, p. 979–991, 2008.

COSTA, S. S. DA; RIBEIRO, W. A. Dos porões à luz do dia: Um itinerário dos aspectos jurídico-institucionais do saneamento básico no Brasil. In: **Política Pública e Gestão de Serviços de Saneamento**. [s.l.] UFMG, 2012. p. 467–482.

CURRAN, M. A. Life Cycle Assessment: A review of the methodology and its application to sustainability. **Current Opinion in Chemical Engineering**, v. 2, n. 3, p. 273–277, 2013.

DISTRITO FEDERAL. **Decreto Nº 37568 DE 24/08/2016**Brasil, 2016. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=327825>>

DISTRITO FEDERAL. **Plano Distrital de Saneamento Básico e de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**, 2017. Disponível em: <<https://drive.google.com/file/d/0BzsbQOa8qlrCTI9lbHhKdlE4R1E/view>>

EPA. Life cycle assessment: inventory guidelines and principles. **Environmental Protection Agency**, p. 108, 1993.

FEI, F. et al. Mechanical biological treatment of municipal solid waste: Energy efficiency, environmental impact and economic feasibility analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 178, p. 731–739, 2018.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. DA. Manual prático para a compostagem de biossólidos.

Programa de Pesquisa em Saneamento Básico - PROSAB. Universidade Estadual de Londrina - UEL, p. 91, 1999.

FINNVEDEN, G. et al. **Recent developments in Life Cycle Assessment***Journal of Environmental Management*, 2009.

FINNVEDEN, G.; LINDFORS, L.-G. On the nordic guidelines for life cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 1, n. 1, p. 45–48, 1996.

FRISCHKNECHT, R. et al. **Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods**Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf: [s.n.].

FUJIWARA, F. L. DE A. et al. **MODELOS DE COLETA SELETIVA: COMPARAÇÃO ENTRE O SERVIÇO PRESTADO POR ORGANIZAÇÕES DE CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS E EMPRESAS TERCEIRIZADAS**. 48º Congresso Nacional de Saneamento da ASSEMAE: Alternativas de financiamentos para o saneamento básico - Anais. **Anais...**Fortaleza - CE: ASSEMAE, 2018Disponível em: <http://www.trabalhosassemae.com.br/2018/48cnsa/anais/Anais_48CNSA_Final_V2.pdf>

GARCIA, M. B. DOS S. et al. Resíduos Sólidos: Responsabilidade Compartilhada. **Semioses**, v. 9, n. 2, p. 77–91, 2016.

GENDEBIEN, A. et al. Refuse Derived Fuel, Current Practice and Perspectives. **Current Practice**, n. July, p. 1–219, 2003.

GÜERECA, L. P. et al. Life cycle assessment of two biowaste management systems for Barcelona, Spain. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 49, n. 1, p. 32–48, 2006.

GUINÉE, J. Handbook on life cycle assessment - Operational guide to the ISO standards. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 2001.

GUINÉE, J. B. et al. Quantitative life cycle assessment of products. 2. Classification, valuation and improvement analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 1, n. 2, p. 81–91, 1993.

GUINÉE, J. B. et al. **Handbook on life cycle assessment - Operational guide to the ISO standards**. [s.l: s.n.]. v. v. 7

GUINÉE, J. B.; UDO DE HAES, H. A.; HUPPES, G. Quantitative life cycle assessment of products. 1:Goal definition and inventory. **Journal of Cleaner Production**, v. 1, n. 1, p. 3–13, 1993.

HAUSCHILD, M. Z.; HUIJBREGTS, M. A. J. Life Cycle Impact Assessment. **Life Cycle Impact Assessment**, p. 1–16, 2015.

HELLER, L.; CASTRO, J. E. Política pública de saneamento: Apontamentos teórico-conceituais. **2Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 284–295, 2007.

IBAM. **Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. [s.l: s.n.].

IBAM. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro: [s.n.].

IBAM. Gestão Integrada de Resíduos Sólidos. **Mecanismo de Desenvolvimento Limpo**, p. 44, 2007.

IBAM - INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. [s.l: s.n.].

IBGE. **IBGE Censo 2010**.

IBGE. **IBGE | Projeção da população**.

IBGE. **Brasil em Síntese - Distrito Federal**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/df/brasil/panorama>>. Acesso em: 20 jun. 2018.

IPCC. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. [s.l: s.n.]. v. 4

IPCC. **Climate Change 2014: Synthesis Report**. [s.l: s.n.].

ISO. **ISO 14040:2006 International Organization for Standardization**, 2006a. Disponível em: <www.iso.org>

ISO. **ISO 14044:2006 International Organization for Standardization**, 2006b. Disponível em: <<https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14044:ed-1:v1:en>>

ISO 14044. **Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines Management ISO 14040**. [s.l: s.n.].

ISWA. Waste and Climate Change: ISWA White Paper. **International Solid Waste Association**, p. 1–40, 2012.

ISWA. **A Visit to Estrutural: #CloseDumpsites' First Major Success**. Disponível em: <<https://www.iswa.org/home/news/news-detail/browse/20/article/a-visit-to-estrutural-closedumpsites-first-major-success/109/>>.

JUCÁ, J. F. T. (UFPE). **Destinação Final dos Resíduos Sólidos no Brasil: Situação Atual e Perspectivas**. Anais do 10º Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**2002

JUNIOR, A. P. ARLINDO PHILIPPI JUNIOR SISTEMA DE RESÍDUOS SÓLIDOS : COLETA E TRANSPORTE. 1979.

KOMILIS, D. P. Conceptual modeling to optimize the haul and transfer of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 28, n. 11, p. 2355–2365, 2008.

KROZER, J.; VIS, J. C. How to get LCA in the right direction? **Journal of Cleaner Production**, v. 6, n. 1, p. 53–61, 1998.

LEME, M. M. V. Avaliação das Opções Tecnológicas para Geração de Energia a Partir dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso. **Juno.Unifei.Edu.Br**, p. 0–138, 2010.

MATSUHASHI R, SUDOH O, NAKANE K, HIDENARI Y, NAKAYARNA S, I. H. Life cycle assessment of sewage treatment technologies. **IAWQ Conference “Sludge—Waste or Resource**, p. 26–28, 1997.

MENIKPURA, S. N. M. et al. Mechanical Biological Treatment as a Solution for Mitigating Greenhouse Gas Emissions from Landfills in Thailand. n. September, p. 17–19, 2012.

MERRILD, H.; LARSEN, A. W.; CHRISTENSEN, T. H. Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: The importance of efficient energy recovery and transport distances. **Waste Management**, 2012.

MIETTINEN, P.; HAMALAINEN, R. P. How to benefit from decision analysis in environmental {LCA}. **European Journal of Operational Research**, v. 102, n. 2, p. 279–294, 1997.

MONTEJO, C. et al. Mechanical-biological treatment: Performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization. **Journal of Environmental Management**, v. 128, p. 661–673, 2013.

NAGASHIMA, L. A. et al. Gestão integrada de resíduos sólidos urbanos – uma proposta para o município de Paranavaí, Estado do Paraná, Brasil - doi: 10.4025/actascitechnol.v33i1.581. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 33, n. 1, p. 39–47, 2011.

PARRAVICINI, V.; SVARDAL, K.; KRAMPE, J. Greenhouse Gas Emissions from

Wastewater Treatment Plants. **Energy Procedia**, v. 97, p. 246–253, 2016.

PIKON, K. Abiotic depletion in energy and waste management systems. 2012.

RADA, E. C.; ANDREOTTOLA, G. RDF/SRF: Which perspective for its future in the EU. **Waste Management**, v. 32, n. 6, p. 1059–1060, 2012.

RAHMAN, A. et al. **Recent development on the uses of alternative fuels in cement manufacturing process** *Fuel*, 2015.

REBITZER, G. et al. Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environment International**, v. 30, n. 5, p. 701–720, 2004.

RODRIGUES, E. R. Aplicação Integrada De Acv E Mcda Para a Tomada De Decisão Do Sistema De Tratamento Do Resíduo Sólido Orgânico Dos Restaurantes Universitários Da Unicamp Campinas 2017. 2017.

ROELEVELD, P. J. et al. **Sustainability of municipal wastewater treatment**. Water Science and Technology. **Anais...**1997

SAADE, M. R.; SILVA, M. G.; GOMES, V. A Avaliação do Ciclo de Vida – ACV e a etapa de avaliação de impactos ambientais : considerações sobre o uso de diferentes métodos e seus reflexos nos resultados finais. **Natureza on line**, v. 12, p. 109–116, 2014.

SILVA, F. L. DA. **Hierarquização de alternativas para o gerenciamento de resíduos sólido urbano reciclável no Distrito Federal**. [s.l.] Universidade de Brasília, 2017.

SLU. **Plano de Intervenção Lixão do Jóquei** Brasília, 2015. Disponível em: <http://www.slu.df.gov.br/wp-content/uploads/2017/12/plano_intervencao.pdf>

SLU. Relatório Da Análise Gravimétrica Dos Resíduos Sólidos Urbanos Do Distrito Federal - 2015. p. 73, 2016.

SLU. **Relatório de atividades**. Brasília: [s.n.].

SLU. **Tabela de Distribuição dos Serviços de Coleta Convencional**. [s.l: s.n.].

SLU. **Análise Gravimétrica dos Rejeitos do IRR PSul**. [s.l: s.n.].

SLU. **Relatório de Análises de Chorume**. [s.l: s.n.].

SNIS. **Diagnostico dos Serviços de Água e Esgoto - 2016**. [s.l: s.n.]. Disponível em:

<<http://snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2016%0A>>.

SNIS. Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2016>>.

SOARES, E. L. DE S. F. ESTUDO DA CARACTERIZAÇÃO GRAVIMÉTRICA E PODER CALORÍFICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. [s.l.] UFRJ, 2011.

THORNTON, B.; TIZARD, H. J. “Not in My Back Yard”. Social Psychology, v. 41, n. 4, p. 255–262, 2010.

UNEP. Global guidance principles for life cycle assessment Databases. [s.l: s.n.].

WHITE, P. et al. Integrated solid waste management: a lifecycle inventory. [s.l: s.n.]. v. 54

YUSUF, R. O. et al. Methane emission by sectors: A comprehensive review of emission sources and mitigation methodsRenewable and Sustainable Energy Reviews, 2012.

APÊNDICE A1

ESTIMATIVAS DE ATERRAMENTO EM CADA CENÁRIO PARA CÁLCULO DA

VIDA ÚTIL DO ASB.

Ano	Pop IBGE	Estimativa Pop	Coleta de RSU Anual (t)	Quantidade de Rejeitos Aterrados (t)				
				Cenário 0	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
2017	3.004.614	3.004.614						
2018	3.067.359	3.061.539	685.601,827	685.601,83	685.601,83	685.601,83	685.601,83	685.601,83
2019	3.129.853	3.118.464	698.349,592	647.483,95	698.349,59	615.843,42	494.314,74	528.792,83
2020	3.191.899	3.175.389	711.097,357	660.231,72	711.097,36	628.591,18	507.062,51	541.540,60
2021	3.253.303	3.232.313	723.845,122	672.979,48	723.845,12	641.338,95	519.810,27	554.288,36
2022	3.313.867	3.289.238	736.592,888	685.727,25	736.592,89	654.086,71	532.558,04	567.036,13
2023	3.373.396	3.346.163	749.340,653	698.475,01	749.340,65	666.834,48	545.305,80	579.783,90
2024	3.431.693	3.403.088	762.088,418	711.222,78	762.088,42	679.582,24	558.053,57	592.531,66
2025	3.488.563	3.460.013	774.836,183	723.970,54	774.836,18	692.330,01	570.801,33	605.279,43
2026	3.543.809	3.516.938	787.583,949	736.718,31	787.583,95	705.077,77	583.549,10	618.027,19
2027	3.597.236	3.573.862	800.331,714	749.466,07	800.331,71	717.825,54	596.296,86	630.774,96
2028	3.648.647	3.630.787	813.079,479	762.213,84	813.079,48	730.573,30	609.044,63	643.522,72
2029	3.697.846	3.687.712	825.827,244	774.961,60	825.827,24	743.321,07	621.792,39	656.270,49
2030	3.744.637	3.744.637	838.575,010	787.709,37	838.575,01	756.068,83	634.540,16	669.018,25
2031	-	3.801.562	851.322,775	800.457,13	851.322,77	768.816,60	647.287,92	681.766,02
2032	-	3.858.487	864.070,540	813.204,90	864.070,54	781.564,36	660.035,69	694.513,78
2033	-	3.915.412	876.818,305	825.952,67	876.818,31	794.312,13	672.783,45	707.261,55
2034	-	3.972.336	889.566,071	838.700,43	889.566,07	807.059,89	685.531,22	720.009,31
2035	-	4.029.261	902.313,836	851.448,20	902.313,84	819.807,66	698.278,98	732.757,08
2036	-	4.086.186	915.061,601	864.195,96	915.061,60	832.555,43	711.026,75	745.504,84
2037	-	4.143.111	927.809,366	876.943,73	927.809,37	845.303,19	723.774,52	758.252,61
2038	-	4.200.036	940.557,132	889.691,49	940.557,13	858.050,96	736.522,28	771.000,37
2039	-	4.256.961	953.304,897	902.439,26	953.304,90	870.798,72	749.270,05	783.748,14
2040	-	4.313.885	966.052,662	915.187,02	966.052,66	883.546,49	762.017,81	796.495,90
2041	-	4.370.810	978.800,427	927.934,79	978.800,43	896.294,25	774.765,58	809.243,67
2042	-	4.427.735	991.548,193	940.682,55	991.548,19	909.042,02	787.513,34	821.991,43
2043	-	4.484.660	1.004.295,958	953.430,32	1.004.295,96	921.789,78	800.261,11	834.739,20
2044	-	4.541.585	1.017.043,723	966.178,08	1.017.043,72	934.537,55	813.008,87	847.486,97
2045	-	4.598.510	1.029.791,488	978.925,85	1.029.791,49	947.285,31	825.756,64	860.234,73
2046	-	4.655.435	1.042.539,254	991.673,61	1.042.539,25	960.033,08	838.504,40	872.982,50
2047	-	4.712.359	1.055.287,019	1.004.421,38	1.055.287,02	972.780,84	851.252,17	885.730,26
2048	-	4.769.284	1.068.034,784	1.017.169,14	1.068.034,78	985.528,61	863.999,93	898.478,03
2049	-	4.826.209	1.080.782,549	1.029.916,91	1.080.782,55	998.276,37	876.747,70	911.225,79
2050	-	4.883.134	1.093.530,315	1.042.664,67	1.093.530,31	1.011.024,14	889.495,46	923.973,56
2051	-	4.940.059	1.106.278,080	1.055.412,44	1.106.278,08	1.023.771,90	902.243,23	936.721,32
2052	-	4.996.984	1.119.025,845	1.068.160,21	1.119.025,85	1.036.519,67	914.990,99	949.469,09
2053	-	5.053.908	1.131.773,610	1.080.907,97	1.131.773,61	1.049.267,43	927.738,76	962.216,85
2054	-	5.110.833	1.144.521,376	1.093.655,74	1.144.521,38	1.062.015,20	940.486,52	974.964,62
2055	-	5.167.758	1.157.269,141	1.106.403,50	1.157.269,14	1.074.762,96	953.234,29	987.712,38
2056	-	5.224.683	1.170.016,906	1.119.151,27	1.170.016,91	1.087.510,73	965.982,06	1.000.460,15

APÊNDICE A2

ESTIMATIVAS DE CAPACIDADE REMANESCENTE DE ATERRAMENTO NO ASB PARA CADA CENÁRIO.

Ano	Cenário 0	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
	8.130.000	8.130.000	8.130.000	8.130.000	8.130.000
2017	7.444.398,17	7.444.398,17	7.444.398,17	7.444.398,17	7.444.398,17
2018	6.796.914,22	6.746.048,58	6.828.554,76	6.950.083,43	6.915.605,34
2019	6.136.682,50	6.034.951,22	6.199.963,58	6.443.020,93	6.374.064,74
2020	5.463.703,02	5.311.106,10	5.558.624,63	5.923.210,65	5.819.776,38
2021	4.777.975,77	4.574.513,21	4.904.537,92	5.390.652,62	5.252.740,25
2022	4.079.500,76	3.825.172,56	4.237.703,44	4.845.346,82	4.672.956,35
2023	3.368.277,98	3.063.084,14	3.558.121,20	4.287.293,25	4.080.424,69
2024	2.644.307,44	2.288.247,96	2.865.791,19	3.716.491,92	3.475.145,26
2025	1.907.589,13	1.500.664,01	2.160.713,42	3.132.942,82	2.857.118,07
2026	1.158.123,06	700.332,30	1.442.887,88	2.536.645,96	2.226.343,12
2027	395.909,22	0,00	712.314,58	1.927.601,33	1.582.820,40
2028	0,00	0,00	0,00	1.305.808,93	926.549,91
2029	0,00	0,00	0,00	671.268,77	257.531,66
2030	0,00	0,00	0,00	23.980,85	0,00
2031	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

APÊNDICE A3

ESTIMATIVAS DE QUANTIDADE DE REJEITO EM CADA CENÁRIO.

Unidade	Cenário 0	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
RA direto ao ASB	8.798,63	8.798,63	8.798,63	8.798,63	8.798,63
UTMB	377.691,05	428.556,69	340.826,05	224.521,69	340.826,05
Transbordo Sobradinho	136.122,88	136.122,88	136.122,88	136.122,88	0,00
Transbordo Brazlândia	12.541,77	12.541,77	12.541,77	12.541,77	12.541,77
Transbordo Gama	99.581,85	99.581,85	99.581,85	99.581,85	99.581,85
Usina de CDR	0,00	0,00	5.224,46	0,15	54.296,76
Total	634.736,19	685.601,83	603.095,65	481.566,98	516.045,07

APÊNDICE A4

ESTIMATIVAS DE EMISSÕES DE GEE EM CADA ETAPA DO GERENCIAMENTO.

	Cenário 0	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
	k-ton CO2eq	k-ton CO2eq	k-ton CO2eq	k-ton CO2eq	k-ton CO2eq
Emissões de GEE	267,44	305,64	284,66	323,95	279,09
Transporte	168,20	257,93	161,48	162,57	151,91
Estações de transbordo	10,31	17,02	10,31	10,31	6,88
UTMB	58,81	0,00	74,50	59,01	55,01
Produção de CDR	0,00	0,00	12,00	68,20	41,70
Aterro sanitário	30,13	30,69	26,37	23,86	23,58
Emissões evitadas - substituição de coque	0,00	0,00	22,12	113,16	73,93
Emissões evitadas - substituição de coque	0,00	0,00	-22,12	-113,16	-73,93
Produção de CDR (Balanço)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Produção de CDR (Balanço)	0,00	0,00	-10,12	-44,95	-32,23
Total (k-ton CO2-eq)	267,44	305,64	262,53	210,79	205,16
Total (kg - CO2eq/ton RSU)	390,09	445,80	382,93	307,46	299,24

APÊNDICE A5

ROTAS DE DESTINAÇÃO DOS RSD COLETADOS.

